



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgf>



Fragmentação da Vegetação Nativa e Mudanças no Uso e Cobertura do Solo na Baía Babitonga (SC), Brasil: Uma Análise Espaço-Temporal (1985–2022)

Luana Caroline Neitzel Xavier, Celso Voos Vieira

¹Universidade da Região de Joinville (Univille) ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5337-1652>, E-mail: luananeitzel@hotmail.com

²Graduação em Geografia com Mestrado e Doutorado em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Docente permanente da Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE) do Programa Interdisciplinar de Pós Graduação em Saúde e Meio Ambiente. Atua como docente nos cursos de Graduação de Engenharia Ambiental e Sanitária, Biologia e Biologia Marinha, Engenharia Civil e Arquitetura. E-mail: celso.v@univille.br (autor correspondente) ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1659-1584>

Artigo recebido em 28/05/2025 e aceito em 02/03/2026

RESUMO

A Baía Babitonga, localizada no litoral norte de Santa Catarina, tem vivenciado um processo intenso de urbanização e uso desordenado do solo, resultando em profundas alterações na paisagem natural. Este estudo teve como objetivo analisar a fragmentação florestal ocorrida entre os anos de 1985 e 2022, por meio da aplicação de métricas de paisagem sobre as classes de vegetação nativa — formação florestal e manguezal. A metodologia envolveu a reclassificação temática dos dados do projeto MapBiomias e o cálculo de métricas como área total, número de manchas, tamanho médio, borda e forma dos fragmentos, com apoio do software ArcGIS e da extensão Patch Analyst. Os resultados revelaram uma redução significativa na área total de vegetação nativa, sobretudo em função da expansão urbana (aumento de 276%), da rizicultura e da intensificação das pastagens. Além disso, verificou-se o aumento no número de fragmentos pequenos e a diminuição do tamanho médio, evidenciando intensificação dos efeitos de borda e comprometimento da conectividade ecológica. Embora a região conte com Unidades de Conservação, sua distribuição é desigual entre os municípios, e a área protegida ainda é limitada. Os resultados demonstram a urgência de estratégias de conservação e restauração que considerem a configuração espacial dos fragmentos e a criação de corredores ecológicos, sobretudo nos municípios com maior pressão urbana. Conclui-se que a paisagem florestal da Baía Babitonga apresenta elevada fragilidade ecológica, demandando políticas públicas integradas que conciliem planejamento territorial e conservação ambiental.

Palavras-chave: Fragmentação florestal; manguezal; métricas de paisagem; conectividade ecológica; uso e cobertura do solo.

Native Vegetation Fragmentation and Land Use/Land Cover Change in Babitonga Bay (SC), Brazil: A spatiotemporal Analysis (1985–2022)

ABSTRACT

Babitonga Bay, situated on the northern coast of Santa Catarina, has suffered an intense process of urbanization and disorderly land use, resulting in profound changes to the natural landscape. The objective of this study was to analyze forest fragmentation between 1985 and 2022 by applying landscape metrics to native vegetation classes - forest formation and mangrove. The methodology involved the thematic reclassification of data from the MapBiomias project and the calculation of metrics such as total area, number of patches, average size, edge and shape of fragments. This was done with the support of ArcGIS software and the Patch Analyst extension. The results revealed a significant reduction in the total area of native vegetation, especially as a result of urban expansion (a 276% increase), rice farming and the intensification of pasture. In addition, there was an increase in the number of small fragments and a decrease in the average size, demonstrating the intensification of edge effects and compromised ecological connectivity. Although the region has Conservation Units, their distribution is uneven between municipalities, and the protected area is still limited. The results demonstrate the urgency of conservation and restoration strategies that consider the spatial configuration of fragments

and the creation of ecological corridors, especially in municipalities with greater urban pressure. The conclusion is that the forest landscape of Babitonga Bay is very fragile, requiring integrated public policies that reconcile territorial planning and environmental conservation.

Keywords: Forest fragmentation; mangrove; landscape metrics; ecological connectivity; land use and land cover.

Introdução

A crescente intensificação das atividades antrópicas tem gerado transformações significativas na estrutura dos ecossistemas naturais, principalmente nas regiões costeiras, onde processos de urbanização, industrialização e expansão agropecuária promovem a degradação e a fragmentação dos habitats. Esses ecossistemas, como florestas ombrófilas, manguezais e formações campestres, são fundamentais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos, incluindo regulação hídrica e climática, conservação da biodiversidade, controle da erosão, armazenamento de carbono e manutenção de recursos genéticos (Guedes e Seehusen, 2011; Begon e Townsend, 2023).

A Mata Atlântica é o bioma mais devastado do Brasil, restando menos de 12% de sua cobertura florestal original, distribuída de forma esparsa e fragmentada (Maia e Richter, 2019). Essa fragmentação acarreta a perda de habitat, isolamento de populações, intensificação dos efeitos de borda e declínio da biodiversidade (Cunha et al., 2021; Santos et al., 2017). Estudos apontam que alterações na estrutura dos fragmentos florestais resultam em mudanças microclimáticas, como aumento da temperatura, redução da umidade e intensificação da radiação solar, além de favorecer a invasão de espécies exóticas e comprometer processos ecológicos fundamentais, como dispersão, polinização e dinâmica sucessional (Hentz et al., 2015; Pirovani et al., 2014; Silva et al., 2015).

A região da Baía Babitonga, situada no litoral norte do Estado de Santa Catarina, é composta por seis municípios e abriga extensas áreas de vegetação nativa, notadamente manguezais e florestas ombrófilas densas (Melo Júnior e Boeger, 2015; Lacerda, 1999). No entanto, o avanço do setor industrial e a expansão urbana, especialmente nos municípios de Joinville e Araquari, têm provocado alterações relevantes no uso e cobertura do solo da região (Gerco/SC, 2004; Adão, 2016), impactando negativamente a conectividade e a integridade dos ecossistemas.

A Ecologia da Paisagem, disciplina consolidada nas últimas décadas, tem contribuído significativamente para a análise dos padrões espaciais e funcionais das paisagens fragmentadas (Metzger, 2001; Fausch et al., 2002; Wiens, 2002). Utilizando métricas específicas — como tamanho, forma, borda e conectividade —, essa abordagem permite avaliar o grau de fragmentação, os efeitos de borda e a configuração estrutural dos remanescentes vegetais (Lang e Blaschke, 2009; Couto, 2004; Guariz e Guariz, 2020).

Dentre as métricas mais empregadas, destacam-se a Área Total da Classe (CA), Número de Manchas (NumP), Tamanho Médio das Manchas (MPS) e o Índice de Forma (MSI), as quais possibilitam compreender a fragmentação espacial ao longo do tempo e fornecer subsídios à conservação da paisagem (AMORIM et al., 2021; SILVA et al., 2019). Além disso, a utilização de ferramentas de geoprocessamento, como o ArcGIS e o Patch Analyst, tem sido fundamental para o cálculo dessas métricas em escala regional (Rempel et al., 2015; Siqueira, Castro e Faria, 2013).

Este estudo tem por objetivo analisar a fragmentação da vegetação nativa na região da Baía Babitonga nos anos de 1985 e 2022, por meio da aplicação de métricas da Ecologia da Paisagem às classes de formação florestal e manguezal, buscando compreender as alterações na configuração espacial dos fragmentos, seus efeitos estruturais e suas implicações ecológicas e territoriais. Parte-se do pressuposto de que a dinâmica recente de uso e cobertura do solo na região tem sido marcada pela intensificação da matriz antrópica e pela reorganização espacial dos remanescentes naturais.

Testa-se a hipótese de que a expansão urbana e a intensificação das atividades agropecuárias no período analisado promoveram redução significativa da cobertura vegetal nativa, aumento do número de fragmentos, diminuição do tamanho médio das manchas e elevação da densidade de borda, resultando em

comprometimento da conectividade estrutural e funcional da paisagem costeira da Baía Babitonga.

Material e Métodos

Área de Estudo - A baía Babitonga está situada na região nordeste do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil (Figura 1) e pode ser dividida em cinco setores distintos: 1 - Canal Central, 2 – Canal do Palmital, 3 - Lagoa do Saguacú, 4 - Canal do Linguado Norte e 5 - Canal do Linguado Sul. Seu entorno é composto por seis municípios, sendo eles Itapoá, com 30.750 habitantes e uma área total de 245,395 km², Garuva com 18.545 habitantes e 503,595 km², Joinville com 616.317 habitantes e 1.127,947 km², Araquari com 45.283 habitantes e 386,693 km², Balneário Barra do Sul com 14.912 habitantes e São Francisco do Sul, que formam o litoral norte catarinense (Ibge, 2024).

A baía Babitonga possui um canal principal na direção NE/SW, com aproximadamente 3,8 km de largura e

profundidades de até 28 m, assim como dois eixos alongados no sentido SE/NW, mais estreitos, com largura máxima de 1,5 km e profundidade média de 4 m (Vieira et al., 2008). A baía pode ser enquadrada como um complexo estuarino raso, onde aproximadamente 75% das feições geomorfológicas de fundo encontram-se até 5 m de profundidade (Vieira e Horn Filho, 2017). As estruturas de paisagem marinha de maior ocorrência referem-se à planície rasa, crista sobre banco e canal, que representam 78,3% da baía Babitonga. Vieira e Horn Filho (2017) ainda destacaram que a região central da baía possui intenso controle estrutural com a formação de ilhas rochosas e grande variabilidade de estruturas de paisagem, inclusive com a formação de inúmeros canais. Os sedimentos de fundo da baía podem ser divididos em quatro classes: areia fina (sedimentos compostos de 100% de areia) e três classes de depósitos lamosos (lama > 75%; > 25% lama < 75%; lama < 25%) (Vieira et al., 2008).

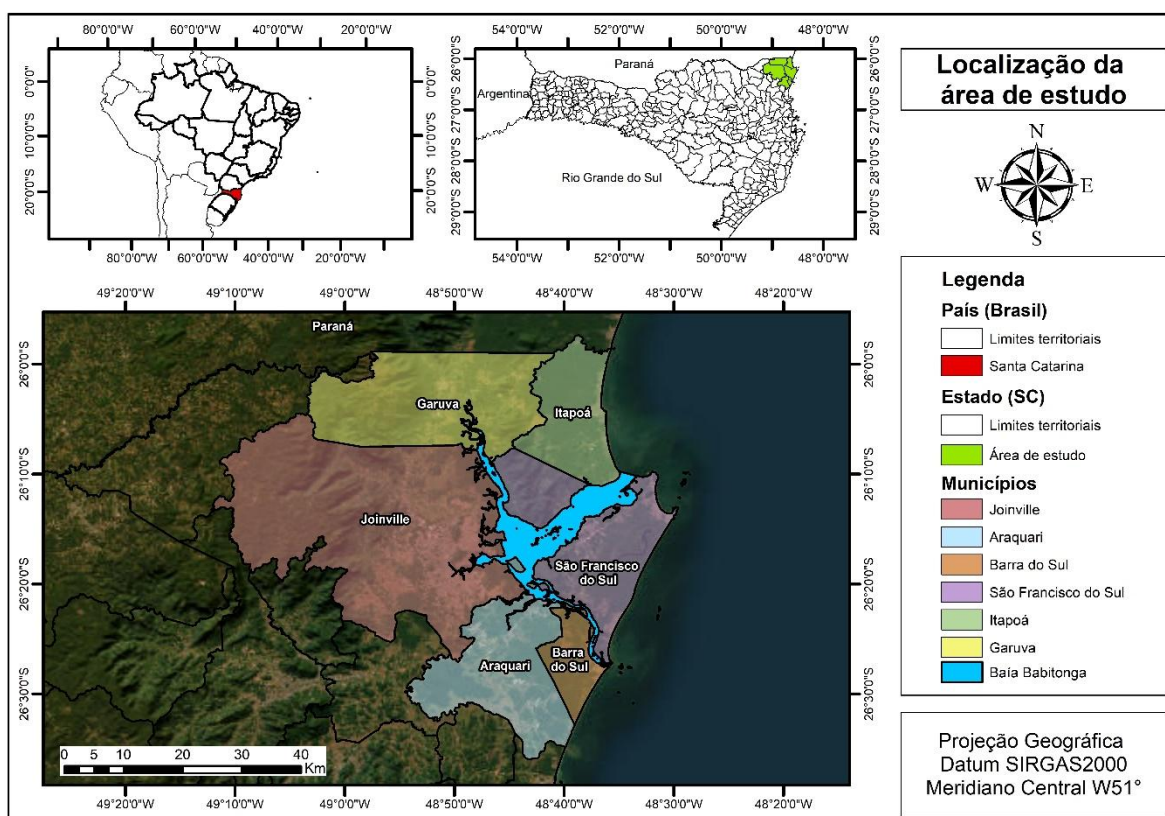


Figura 1: Localização geográfica da Baía Babitonga e municípios adjacentes no nordeste de Santa Catarina.

O litoral Norte do Estado de Santa Catarina encontra-se sob domínio de um regime de

micromarés (amplitude < 2 m), misto com regime predominante semi-diurno com amplitude média

de 0,84 m, máxima de 1,9 m e mínima de 0,2 m (Truccolo e Schettini, 1999; Silva, 2011).

O clima da região é caracterizado como superúmido, de acordo com a classificação de Thornthwaite e subtropical mesotérmico úmido com verão quente, segundo a classificação de Koeppen (Pandolfo et al., 2002; Mello et al., 2015; Mello e Oliveira, 2016; Koehntopp et al., 2021). A precipitação média anual varia de 1.900 a 2.700 mm, com temperatura média anual de 22,41°C. Com relação aos ventos, Koehntopp et al. (2021) relataram que, em geral, os ventos provenientes dos quadrantes sudeste e nordeste são mais frequentes na baía Babitonga, seguidos por ventos de norte e sul.

Nessa baía, ocorrem formações de floresta ombrófila densa, florestas de transição entre as formações ombrófila e floresta de restinga e restinga (Melo Júnior e Boeger, 2015), assim como as maiores extensões de manguezais do sul do Brasil (Lacerda, 1999).

Uso e cobertura do solo e levantamento dos fragmentos florestais - Para a avaliação da dinâmica de uso e cobertura da terra, foram utilizados, os dados fornecidos pelo MapBiomias (2022) referente à coleção 8 em formato matricial (*raster*). A análise da dinâmica de alteração do uso e cobertura do solo na baía Babitonga foi realizada com a escolha de dois momentos temporais, os anos de 1985 e 2022, perfazendo assim um período de 38 anos.

Posteriormente foi feita uma análise de acurácia das classes de uso e cobertura do solo estabelecidas pelo MapBiomias (2022). Foi realizada uma verificação visual e correção de inconsistências temáticas com a fotointerpretação e reclassificação dos dados espúrios das classes de uso e cobertura do solo da área de estudo. Diante do exposto, foi possível identificar as seguintes classes: Água, Área Urbanizada, Formação Campestre, Formação Florestal, Manguezal, Mineração, Mosaico de Usos, Outras lavouras temporárias, Pastagem, Praia/duna, Rizicultura, Silvicultura e Solo Exposto. Todo o processo de análise e reclassificação dos dados de uso e cobertura do solo foi realizado no software ArcGIS® 10.8.1.

O levantamento e análise dos fragmentos florestais nativos considerou as seguintes classes: (i) Formação Florestal e (ii) Manguezal. A classificação dos fragmentos florestais baseou-se em quatro faixas de área: muito pequenos (< 5 ha), pequenos (5–10 ha), médios (10–100 ha) e grandes (≥ 100 ha), conforme Jesus et al. (2019).

Métricas da paisagem - As métricas de paisagem foram calculadas com auxílio da extensão Patch Analyst no ArcGIS, baseando-se nos trabalhos de Silva et al. (2019), Amorim et al. (2021) e Fernandes et al. (2019). As métricas foram agrupadas em três categorias:

- Métricas de Tamanho: Área Total da Classe (CA), Número de Manchas (NumP), Tamanho Médio das Manchas (MPS), Desvio Padrão do Tamanho (PSSD);

- Métricas de Borda: Comprimento Total de Borda (TE), Densidade de Borda (ED), Média do Perímetro (MPE);

- Métricas de Forma: Relação Perímetro/Área (MPAR), Índice Médio de Forma (MSI), Índice de Forma Ponderado pela Área (AWMSI), Dimensão Fractal Média (MPFD).

Essas métricas permitiram avaliar a configuração espacial, o grau de fragmentação e a complexidade morfológica dos fragmentos ao longo da série histórica.

Unidades de Conservação - Foram obtidos os limites geoespaciais das Unidades de Conservação (UCs) junto ao Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC/MMA). As UCs foram classificadas segundo sua categoria de manejo (Proteção Integral ou Uso Sustentável) e analisadas quanto à sua distribuição espacial nos municípios da região da Baía Babitonga, com ênfase na sobreposição com áreas de vegetação nativa.

Resultados e discussão

Redução da cobertura vegetal e reorganização estrutural da paisagem - Entre 1985 e 2022, a vegetação nativa da Baía Babitonga apresentou retração de 245,8 km² (-12,3%), passando de 2.001,4 km² para 1.755,6 km².

Tabela 1 - Variação nas classes de uso e cobertura do solo na Baía Babitonga entre 1985 e 2022.

Classe	1985 (km ²)	2022 (km ²)	Δ (km ²)	Δ (%)
Formação Florestal	1.944,46	1.703,74	-240,72	-12,38
Manguezal	56,97	51,90	-5,07	-8,90
Área Urbanizada	52,65	198,13	+145,48	+276,26
Pastagem	78,67	182,81	+104,14	+132,36
Rizicultura	6,01	49,87	+43,86	+729,62
Mosaico de usos	448,52	389,93	-58,59	-13,06
Silvicultura	43,89	40,25	-3,64	-8,29
Outras lavouras temporárias	2,13	15,06	+12,93	+606,74
Solo exposto	8,58	9,31	+0,73	+8,51
Água	197,70	196,63	-1,07	-0,54

Tabela 2 - Distribuição municipal das classes de uso e cobertura do solo na Baía Babitonga (1985 e 2022).

Município	1985 (km ²)	2022 (km ²)	Δ (km ²)	Δ (%)
Araquari	250,98	174,43	-76,55	-30,50
Barra do Sul	77,89	66,23	-11,66	-14,97
Garuva	392,75	352,31	-40,44	-10,30
Itapoá	205,32	178,51	-26,81	-13,05
Joinville	722,51	677,15	-45,36	-6,28
São Francisco do Sul	294,45	254,59	-39,86	-13,54

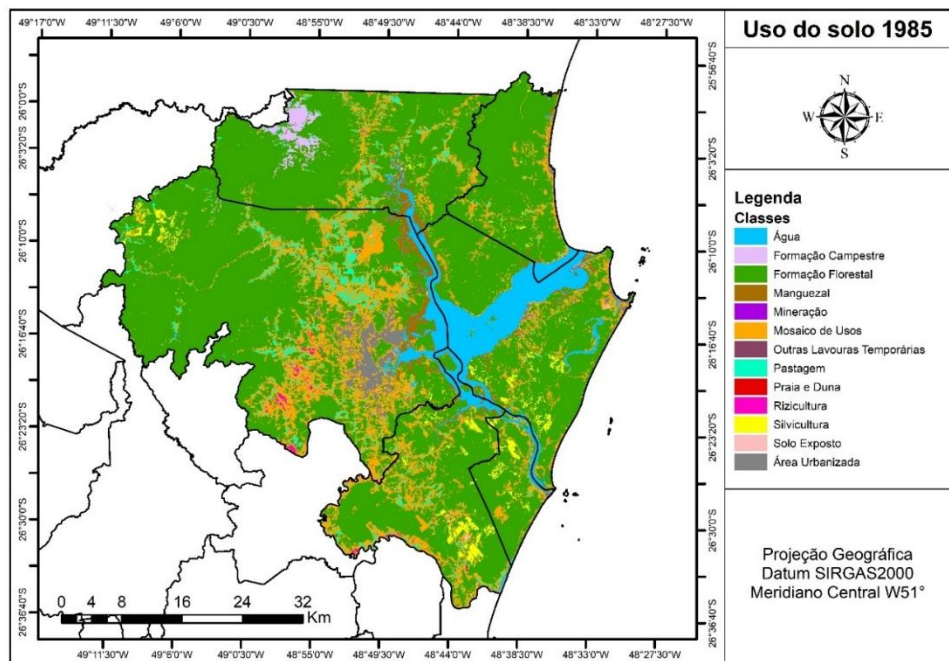


Figura 2: Mapa de Cobertura e Uso do Solo referente ao ano de 1985.

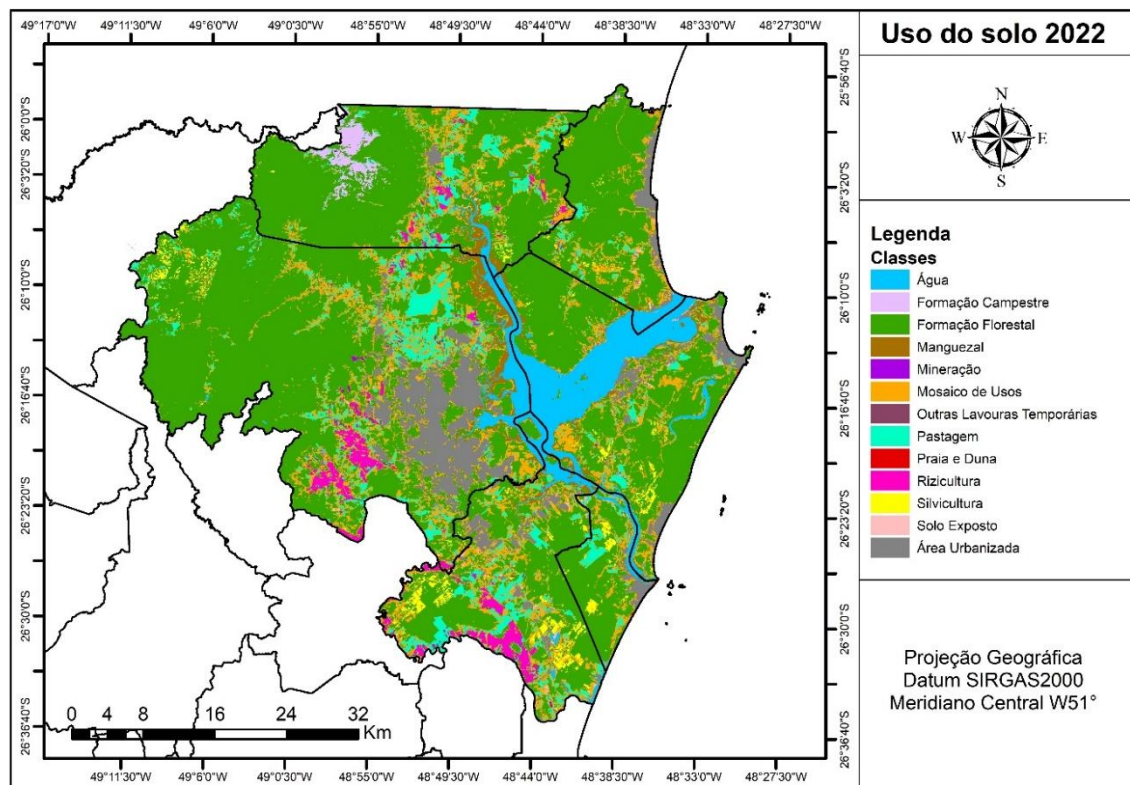


Figura 3: Mapa de Cobertura e Uso do Solo referente ao ano de 2022.

A formação florestal respondeu por 97,9% dessa perda total (-240,7 km²), enquanto os manguezais reduziram 5,35 km² (-9,41%). Embora os percentuais possam parecer moderados em escala regional, a análise das métricas estruturais demonstra que o impacto ecológico extrapola a simples redução superficial.

A literatura demonstra que, em paisagens tropicais, reduções inferiores a 20% na cobertura podem desencadear efeitos desproporcionais na conectividade funcional e na persistência de espécies sensíveis (Haddad et al., 2015; Metzger et al., 2010). A fragmentação observada na Baía Babitonga segue padrão semelhante ao descrito por Cunha et al. (2021) para a Mata Atlântica, no qual a perda progressiva é acompanhada de reorganização espacial e aumento da compartimentalização.

A expansão urbana (+276%), da rizicultura (+729%) e da pastagem (+132%), identificadas nas

tabelas municipais anteriores, reforça o caráter estrutural do processo, caracterizando substituição direta da vegetação por matrizes antrópicas. Esse padrão converge com estudos em regiões costeiras brasileiras, onde o crescimento urbano e agrícola atua como principal vetor de fragmentação (Silva et al., 2019; Amorim et al., 2021).

Métricas de tamanho: evidências quantitativas da pulverização estrutural - A Tabela 3 evidencia transformação estrutural marcante na formação florestal. O número de manchas aumentou de 4.877 para 5.974 (+1.097 fragmentos), enquanto o tamanho médio (MPS) reduziu-se de 0,399 km² para 0,285 km² (-28,47%). Essa redução implica que a paisagem florestal passou a ser composta por unidades aproximadamente 29% menores, em média.

Tabela 3 – Síntese integrada das métricas de fragmentação da vegetação nativa na Baía Babitonga (1985–2022).

Classe	Grupo	Métrica	1985	2022	Δ abs.	Δ (%)
Formação Florestal	Tamanho	Número de Manchas (NumP)	4.877	5.974	+1.097	+22,49
		Tamanho Médio (MPS – km ²)	0,399	0,285	-0,114	-28,47
		Desvio Padrão (PSSD – km ²)	12,350	9,861	-2,489	-20,15
	Borda	Comprimento Total (TE – km)	10.122	9.719	-403	-3,98
		Densidade de Borda (ED – m/m ²)	0,0051	0,0055	+0,0004	+9,47
		Perímetro Médio (MPE – km)	2,075	1,626	-0,449	-21,61
	Forma	Relação Perímetro/Área (MPAR)	0,093	0,092	-0,001	-1,55
		Índice Médio de Forma (MSI)	1,459	1,466	+0,007	+0,48
		Índice de Forma Ponderado (AWMSI)	15,654	13,570	-2,084	-13,31
		Dimensão Fractal Média (MPFD)	1,390	1,389	-0,001	-0,03
Manguezal	Tamanho	Número de Manchas (NumP)	1.057	1.230	+173	+16,37
		Tamanho Médio (MPS – km ²)	0,054	0,042	-0,012	-22,15
		Desvio Padrão (PSSD – km ²)	0,265	0,226	-0,039	-14,95
	Borda	Comprimento Total (TE – km)	1.128	1.144	+0,016	+1,43
		Densidade de Borda (ED – m/m ²)	0,0006	0,0007	+0,0001	+15,60
		Perímetro Médio (MPE – km)	1,067	0,930	-0,137	-12,84
	Forma	Relação Perímetro/Área (MPAR)	0,090	0,091	+0,001	+0,77
		Índice Médio de Forma (MSI)	1,561	1,532	-0,029	-1,83
		Índice de Forma Ponderado (AWMSI)	3,607	3,625	+0,018	+0,48
		Dimensão Fractal Média (MPFD)	1,393	1,394	+0,001	+0,01
Vegetação Nativa Total	Classes de Tamanho	Fragmentos < 5 ha (n)	8.689	9.223	+534	+6,14
		Área < 5 ha (km ²)	61,39	62,85	+1,46	+2,38
		Fragmentos 5–10 ha (n)	397	389	-8	-2,01
		Área 5–10 ha (km ²)	28,03	27,44	-0,59	-2,10
		Fragmentos 10–100 ha (n)	444	469	+25	+5,63
		Área 10–100 ha (km ²)	122,89	130,68	+7,79	+6,33
		Fragmentos ≥ 100 ha (n)	88	107	+19	+21,59
		Área ≥ 100 ha (km ²)	1.731,68	1.482,78	-248,90	-14,37

Nota Técnica: NumP = número de manchas; MPS = tamanho médio das manchas; PSSD = desvio padrão do tamanho; TE = comprimento total de borda; ED = densidade de borda; MPE = perímetro médio; MPAR = relação perímetro/área; MSI = índice médio de forma; AWMSI = índice de forma ponderado pela área; MPFD = dimensão fractal média.

A redução do desvio padrão do tamanho (PSSD), de 12,350 km² para 9,861 km² (-20,15%), indica diminuição da variabilidade estrutural, sugerindo perda de grandes blocos e predominância de manchas intermediárias e pequenas. Esse padrão confirma o modelo de fragmentação progressiva descrito por Haddad et al. (2015), no qual a subdivisão interna precede o isolamento funcional. No caso dos manguezais, o número de fragmentos aumentou 173 unidades (+16,37%), enquanto o MPS caiu de 0,054 km² para 0,042 km² (-22,15%).

Ainda que a magnitude absoluta seja menor que nas florestas ombrófilas, a proporção de redução no tamanho médio é expressiva, sobretudo considerando a importância desses ambientes como zonas de transição e estabilização costeira (Lacerda, 1999; Guedes e Seehusen, 2011).

A fragmentação de manguezais pode alterar padrões de sedimentação e ciclagem de nutrientes, especialmente em um sistema com dinâmica hidrossedimentar complexa como a Baía Babitonga (Vieira et al., 2008; Silva, 2011).

Métricas de borda: aumento da exposição ecológica - Embora o comprimento total de borda (TE) das formações florestais tenha reduzido 403 km (-3,98%), a densidade de borda (ED) aumentou 9,47%, passando de 0,0051 para 0,0055 m/m². Esse comportamento aparentemente paradoxal decorre da redução da área total remanescente combinada ao aumento do número de fragmentos menores.

A elevação da ED indica maior proporção de borda por unidade de área, o que amplia a interface entre matriz antrópica e vegetação nativa. Estudos demonstram que esse aumento está associado à alteração microclimática, maior incidência luminosa e maior mortalidade arbórea nas bordas (Pirovani et al., 2014; Hentz et al., 2015).

O perímetro médio (MPE) reduziu-se 21,61%, reforçando o predomínio de manchas menores. Esse padrão compromete a estabilidade interna dos fragmentos e pode afetar diretamente espécies dependentes de interior de mata (Barbosa et al., 2017).

Nos manguezais, o aumento de 15,60% na ED e a redução de 12,84% no MPE indicam intensificação proporcional dos efeitos marginais. Considerando que manguezais atuam como filtros biogeoquímicos e berçários de espécies aquáticas (Lacerda, 1999), sua compartimentalização pode afetar processos ecológicos em escala estuarina.

Métricas de forma: simplificação e reorganização geométrica - A redução de 13,31% no índice AWMSI nas formações florestais indica simplificação morfológica dos maiores fragmentos. Como o AWMSI pondera a forma pela área, sua redução sugere que grandes remanescentes tornaram-se mais regulares ou perderam setores periféricos complexos.

Segundo Couto (2004), alterações nos índices de forma refletem mudanças na configuração espacial que podem influenciar conectividade e dispersão biológica. A estabilidade do índice fractal (MPFD $\approx 1,39$) indica manutenção da complexidade geométrica média, sugerindo que a fragmentação ocorreu por subdivisão espacial, e não por intensificação da irregularidade perimetral.

Nos manguezais, a estabilidade relativa dos índices de forma pode estar associada às restrições geomorfológicas impostas pelo regime de marés (Truccolo e Schettini, 1999), embora a fragmentação estrutural permaneça evidente nas métricas de tamanho e borda.

Classes de tamanho: perda de área núcleo e implicações para conectividade - A classe ≥ 100 ha apresentou aumento no número de fragmentos (de 88 para 107), mas redução de 248,90 km² na área total (-14,37%). Esse dado é particularmente relevante, pois indica subdivisão interna de grandes remanescentes.

Grandes fragmentos são essenciais para manutenção de processos ecológicos em larga escala, incluindo dispersão de espécies e estabilidade hidrológica (Fausch et al., 2002; Begon e Townsend, 2023). A redução da área núcleo pode comprometer populações sensíveis à fragmentação, fenômeno amplamente documentado na Mata Atlântica (Jesus et al., 2019; Metzger et al., 2010).

O aumento da classe < 5 ha para 9.223 fragmentos consolida uma paisagem altamente compartimentalizada, com predominância de manchas pequenas e isoladas. Conforme Massoli et al. (2016), esse padrão reduz conectividade funcional e aumenta risco de colapso populacional local.

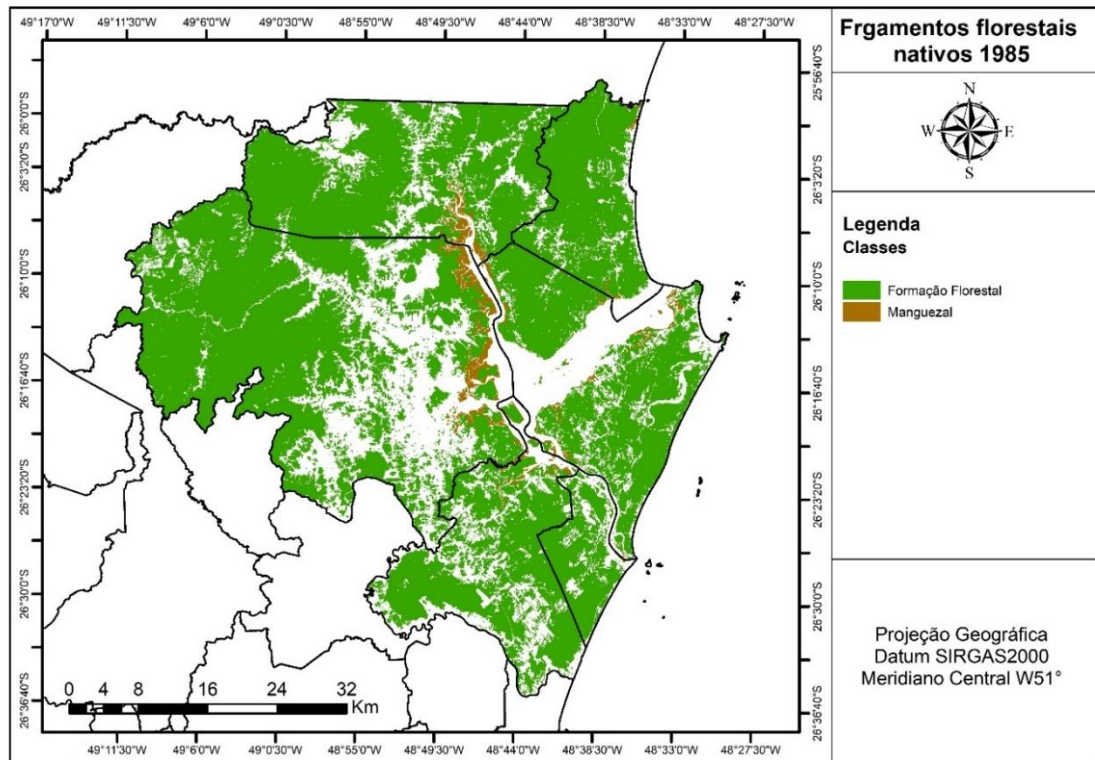


Figura 4: Distribuição dos fragmentos de vegetação nativa na Baía Babitonga em 1985.

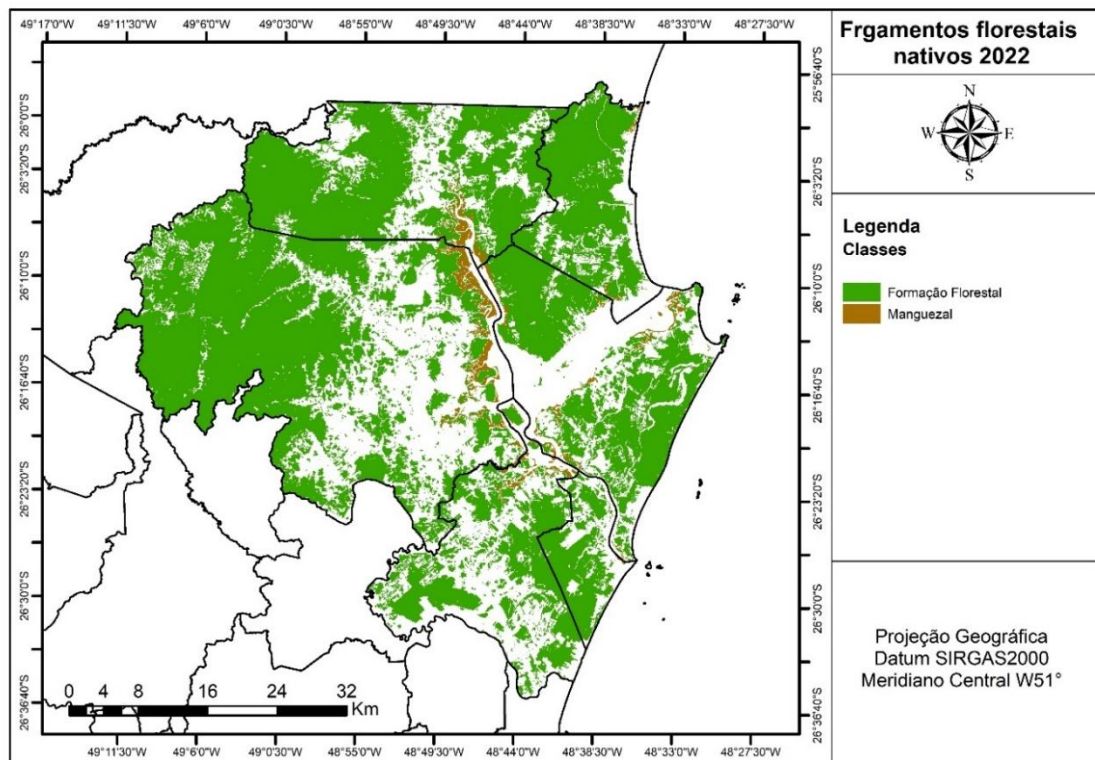


Figura 5: Distribuição dos fragmentos de vegetação nativa na Baía Babitonga em 2022.

Unidades de Conservação e desigualdade territorial da proteção - A concentração de Unidades de Conservação em Joinville e São Francisco do Sul contrasta com a ausência de áreas protegidas em Araquari, Garuva e Balneário Barra do Sul (Tabela 4 e 5). Essa assimetria territorial fragiliza a conectividade regional e limita a eficácia da rede de conservação.

Estudos indicam que a eficácia das UCs depende de sua inserção em uma paisagem funcionalmente conectada (Siqueira et al., 2013; Guariz e Guariz, 2020). A fragmentação difusa identificada na Baía Babitonga sugere necessidade de planejamento integrado e criação de corredores ecológicos, alinhados às diretrizes do Código Florestal (Brasil, 2012).

Tabela 4 – Relação das Unidades de Conservação presentes na região da Baía Babitonga.

Nome	Município	Categoria	Data de criação	Área (ha)
Parque Natural Municipal Carijós	Itapoá	Parque	23/03/2011	51,56
Área de Proteção Ambiental dos Guaiamuns	Itapoá	Área de Proteção Ambiental	20/09/2022	1.229,06
Reserva Particular do Patrimônio Natural Reserva Volta Velha - Pe. Piet Van Der Aart	Itapoá	Reserva Particular do Patrimônio Natural	31/01/2018	285,22
Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca	Joinville	Área de Proteção Ambiental	04/04/1997	40.223,26
Área de Relevante Interesse Ecológico do Morro do Boa Vista	Joinville	Área de Relevante Interesse Ecológico	11/12/2014	390,98
Área De Relevante Interesse Ecológico do Morro do Iririú	Joinville	Área de Relevante Interesse Ecológico	11/10/2012	497,91
Parque Natural Municipal da Caieira	Joinville	Parque	26/03/2004	142,04
Reserva de Desenvolvimento Sustentável da Ilha do Morro do Amaral	Joinville	Reserva de Desenvolvimento Sustentável	28/02/1975	345,61
Reserva Particular do Patrimônio Natural Caetezal	Joinville	Reserva Particular do Patrimônio Natural	16/11/2001	4.582,08
Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Dona Augusta	Joinville	Reserva Particular do Patrimônio Natural	26/07/2022	14,64
Parque Estadual Acarai	São Francisco do Sul	Parque	23/09/2005	6.633,20
Refúgio da Vida Silvestre Nascentes do Sai	São Francisco do Sul	Refúgio de Vida Silvestre	04/02/2022	6.702,11
Reserva Particular do Patrimônio Natural Morro da Palha	São Francisco do Sul	Reserva Particular do Patrimônio Natural	19/04/2002	6,67

Tabela 5 – Tipologia e cobertura territorial das Unidades de Conservação por município.

Município	Proteção Integral		Uso Sustentável	
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%
Araquari	-	-	-	-
Balneário Barra do Sul	-	-	-	-
Garuva	-	-	-	-
Itapoá	0,516	0,21%	15,143	6,17%
Joinville	1,420	0,13%	460,545	40,84%
São Francisco do Sul	133,353	27,06%	0,067	0,01%

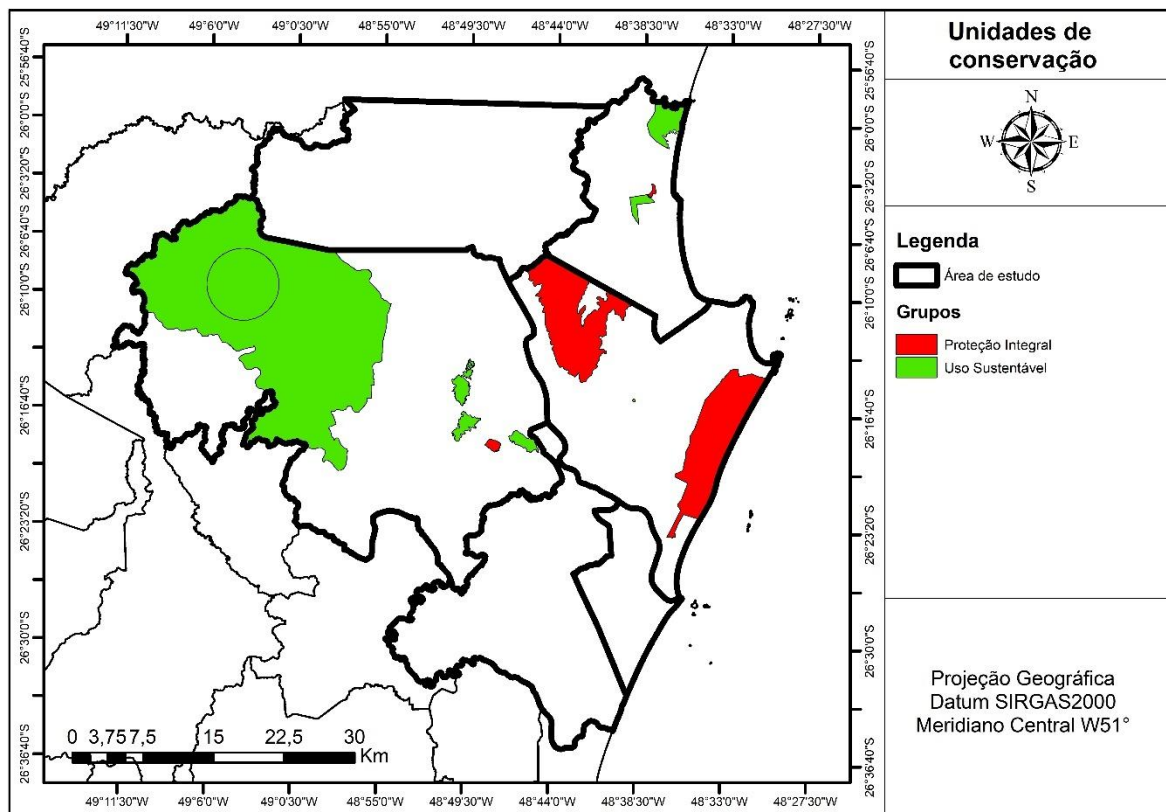


Figura 6: Localização e tipologia das Unidades de Conservação na região da Baía Babitonga.

Transformações no uso e cobertura do solo (1985–2022) - No período de 1985 a 2022, a paisagem da região da Baía Babitonga passou por intensas alterações, refletidas na redistribuição das classes de uso e cobertura do solo (Tabelas 1 e 2; Figuras 2 e 3). Das 13 classes analisadas, apenas cinco apresentaram retração de área, enquanto oito registraram crescimento, revelando uma tendência clara de intensificação antrópica.

A formação florestal, principal classe de vegetação nativa, foi reduzida em 240,72 km², passando de 1.944,46 km² em 1985 para 1.703,74 km² em 2022, o que corresponde a uma diminuição de 12,38%. Essa redução foi acompanhada pela retração da classe manguezal, que perdeu 5,07 km² (-8,90%), totalizando 51,90 km² em 2022.

Em contrapartida, houve um crescimento expressivo da área urbanizada, com acréscimo de 145,48 km², saltando de 52,65 km² para 198,13 km²

(+276,26%). A classe pastagem ampliou-se em 104,14 km² (+132,36%), enquanto a rizicultura foi responsável por uma das maiores variações relativas, com crescimento de 43,86 km² (+729,62%), totalizando 49,87 km² em 2022. Destaca-se também a expansão das outras lavouras temporárias (+12,93 km²; +606,74%), e da classe mineração, que, embora tenha crescido apenas 0,92 km² em termos absolutos, apresentou um aumento relativo de 4.600%.

Por outro lado, a classe mosaico de usos, que representa áreas de uso misto em mosaico agrícola-vegetacional, perdeu 58,59 km² (-13,06%), enquanto a silvicultura apresentou ligeira retração de -3,64 km² (-8,29%).

Limiar crítico de cobertura e risco de colapso ecológico - A literatura em Ecologia da Paisagem demonstra que a relação entre perda de habitat e integridade ecológica não é linear. Diversos estudos indicam a existência de limiares críticos de cobertura vegetal, frequentemente situados em torno de 30% de cobertura remanescente, abaixo dos quais ocorre queda abrupta na conectividade estrutural e funcional da paisagem (Metzger, 2001; Wiens, 2002; Haddad et al., 2015).

Embora a Baía Babitonga ainda apresente cobertura vegetal total superior a esse patamar em escala regional agregada, a análise espacial detalhada revela que determinados municípios e sub-regiões podem estar próximos desse limiar crítico. A fragmentação municipal previamente apresentada evidencia perdas expressivas, especialmente em Araquari e Balneário Barra do Sul, onde a retração proporcional foi mais intensa.

O conceito de limiar crítico baseia-se na teoria da percolação, segundo a qual a conectividade estrutural da paisagem declina de forma não linear à medida que a cobertura vegetal diminui. Pequenas reduções adicionais, quando próximas ao limiar, podem resultar em isolamento abrupto de fragmentos e colapso da conectividade (Haddad et al., 2015). Esse comportamento é particularmente relevante quando associado à predominância de fragmentos < 5 ha, que totalizam 9.223 unidades em 2022.

A redução de 248,90 km² na classe de vegetação nativa ≥ 100 ha representa enfraquecimento da malha estrutural que sustenta a conectividade regional. Grandes fragmentos

funcionam como nós estruturantes da paisagem, permitindo dispersão, fluxo gênico e estabilidade ecológica (Massoli et al., 2016; Siqueira et al., 2013). Sua subdivisão pode desencadear efeitos cumulativos que não se manifestam imediatamente, mas emergem ao longo do tempo, conforme demonstrado pelo fenômeno de *time-lag* ecológico descrito por Metzger et al. (2010).

Além disso, a intensificação da densidade de borda (ED) sugere aumento da proporção de área sob influência de efeitos marginais. Em cenários próximos ao limiar crítico, a combinação entre redução de área núcleo e ampliação de bordas pode reduzir drasticamente a capacidade de suporte para espécies sensíveis à fragmentação (Barbosa et al., 2017; Jesus et al., 2019).

No contexto dos manguezais, a fragmentação estrutural, mesmo que menos intensa, pode comprometer a resiliência frente a pressões adicionais como elevação do nível do mar, alterações hidrossedimentares e eventos extremos. A perda progressiva de continuidade espacial reduz a capacidade desses ecossistemas de manter sua função como filtros biogeoquímicos e zonas de amortecimento costeiro (Lacerda, 1999; Guedes e Seehusen, 2011).

Importa destacar que o risco de colapso ecológico não se refere necessariamente à eliminação completa da vegetação, mas à perda de funcionalidade sistêmica. Paisagens altamente fragmentadas podem manter cobertura remanescente significativa, porém com conectividade insuficiente para sustentar processos ecológicos essenciais (Wiens, 2002; Moura, 2018).

Nesse sentido, a Baía Babitonga apresenta sinais estruturais típicos de paisagens em transição para estágios avançados de fragmentação:

- aumento expressivo do número de fragmentos;
- predominância de manchas muito pequenas;
- redução de área núcleo;
- ampliação proporcional de bordas;
- simplificação morfológica dos grandes remanescentes.

Caso o processo de conversão territorial persista no ritmo observado entre 1985 e 2022, a região poderá ultrapassar limiares críticos locais, com impactos desproporcionais sobre

biodiversidade, estabilidade hidrológica e serviços ecossistêmicos.

A literatura demonstra que, uma vez ultrapassado o limiar estrutural, a restauração torna-se significativamente mais onerosa e menos eficiente (Haddad et al., 2015). Portanto, o cenário

Conclusão

A análise espaço-temporal da vegetação nativa na região da Baía Babitonga, no intervalo de 1985 a 2022, demonstrou que o processo de transformação da paisagem não se restringiu à perda quantitativa de cobertura, mas implicou profunda reorganização estrutural do mosaico florestal e estuarino. A retração de 245,8 km² da vegetação nativa total (-12,3%), com destaque para a formação florestal (-240,7 km²) e, em menor magnitude, para os manguezais (-5,1 km²), foi acompanhada por expansão expressiva de matrizes antrópicas, sobretudo área urbanizada (+276%), rizicultura (+729%) e pastagem (+132%).

As métricas da Ecologia da Paisagem evidenciaram um padrão típico de fragmentação progressiva: aumento do número de manchas, redução do tamanho médio dos fragmentos, ampliação da densidade de borda e diminuição da área núcleo dos grandes remanescentes. A elevação de 22,49% no número de fragmentos florestais e a redução de 28,47% no tamanho médio indicam pulverização estrutural da cobertura nativa. Paralelamente, a redução de 248,9 km² na classe ≥ 100 ha, ainda que acompanhada de aumento no número desses fragmentos, revela subdivisão interna de blocos contínuos anteriormente funcionais, com implicações diretas para conectividade e fluxo gênico.

O incremento da densidade de borda, tanto em formações florestais quanto em manguezais, indica aumento proporcional da interface entre remanescentes e matrizes antrópicas, ampliando a suscetibilidade a efeitos marginais, alterações microclimáticas e perda de qualidade de habitat. Ainda que a cobertura regional agregada permaneça acima do limiar crítico de 30% frequentemente citado na literatura, a análise espacial municipal sugere que determinados setores da Baía Babitonga aproximam-se de condições estruturais associadas à perda abrupta de conectividade funcional.

identificado reforça a urgência de políticas públicas orientadas à manutenção de grandes remanescentes, restauração de corredores ecológicos e expansão estratégica da rede de Unidades de Conservação, especialmente nos municípios com menor cobertura protegida.

Os manguezais, apesar de apresentarem menor perda absoluta, demonstraram intensificação da fragmentação estrutural, com redução do tamanho médio e aumento da densidade de borda. Considerando seu papel como zonas de amortecimento costeiro, berçários de biodiversidade e filtros biogeoquímicos, a compartimentalização progressiva desses ecossistemas pode comprometer a resiliência do sistema estuarino frente a pressões cumulativas, incluindo expansão urbana, alterações hidrossedimentares e eventos extremos.

A distribuição desigual das Unidades de Conservação na região constitui elemento adicional de vulnerabilidade territorial. A concentração de áreas protegidas em determinados municípios, associada à ausência ou baixa representatividade em outros, limita a formação de uma rede ecologicamente funcional em escala regional, reduzindo a efetividade da conservação frente à fragmentação difusa observada.

Em síntese, a paisagem da Baía Babitonga apresenta sinais estruturais compatíveis com estágio avançado de fragmentação: predominância de fragmentos muito pequenos, redução de área núcleo, aumento de bordas e simplificação morfológica de grandes remanescentes. Caso a tendência de conversão territorial observada entre 1985 e 2022 seja mantida, o sistema poderá ultrapassar limiares críticos locais de conectividade, com impactos desproporcionais sobre biodiversidade, estabilidade hidrológica e provisão de serviços ecossistêmicos.

Os resultados reforçam a necessidade de estratégias integradas de ordenamento territorial que articulem: (i) manutenção e ampliação de grandes remanescentes; (ii) restauração ecológica orientada à conectividade estrutural e funcional; (iii) criação de corredores ecológicos intermunicipais; (iv) expansão estratégica da rede de Unidades de Conservação; e (v) incorporação sistemática de métricas da paisagem como instrumento técnico de apoio à tomada de decisão.

A aplicação dessas diretrizes é condição essencial para evitar a consolidação de um cenário de perda funcional irreversível e para promover a

sustentabilidade ecológica de um dos principais complexos estuarinos do sul do Brasil.

Referências

- Adão, N. M. L. (2016). Sistema de indicadores de qualidade ambiental urbana para metrópoles costeiras (SIMEC): Aplicação nas regiões metropolitanas de Recife - PE, Rio de Janeiro - RJ e na região de Joinville - SC [Dissertação de mestrado].
- Amorim, A. T., Sousa, J. A. P., & Piroli, E. L. (2021). O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Boa Vista. *Revista Formação (Online)*, 28(53), 625–642.
- Barbosa, K. V. C., Gomes, L. G. L., Silva, W. R., & Ribeiro, M. C. (2017). Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15, 42–46.
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.03.003>
- Begon, M., & Townsend, C. R. (2023). *Ecologia: De indivíduos a ecossistemas*. Artmed.
- Brasil. (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. *Diário Oficial da União*.
- Brejão, G. L., Leal, C., & Gerhard, P. (2021). A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. *Oecologia Australis*, 25(2), 475–493.
<https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.15>
- Calegari, L., Souza, A. L., & Amaral, C. H. (2010). Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. *Revista Árvore*, 34(5), 871–880.
<https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000500015>
- Carneiro, A. S. L., & Santos, A. L. S. (2019). Evolução das áreas de manguezal da bacia hidrográfica Geniparana na ilha do Maranhão com dados de sensoriamento remoto. *Revista GeoUECE*, 8(14), 11–22.
- Cerqueira, M. A., Silva, M. R., & Andrade, G. F. (2021). Análise temporal por sensoriamento remoto da supressão de vegetação nativa em vales na cidade de Maceió, Brasil. *The Journal of Engineering and Exact Sciences (JCEC)*, 7(1), 1–11.
<https://doi.org/10.18540/jcecv17iss1pp1-11>
- Couto, P. (2004). Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. *Investigação Operacional*, 24(1), 109–137.
- Cunha, L. P., Silva, G. R., & Souza, J. S. (2021). Fragmentação florestal e perda de habitat no bioma Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 14(3), 1845–1861.
<https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.3.p1845-1861>
- Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V., & Li, H. W. (2002). Landscapes to riverscapes: Bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*,

- 52(6), 483–498. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0483:LTRBTG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0483:LTRBTG]2.0.CO;2)
- Guedes, M. C., & Seehusen, S. E. (2011). Os manguezais da Baía Babitonga, SC: Perspectivas para uma gestão costeira integrada. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 11(2), 217–226. <https://doi.org/10.5894/rgci247>
- Guariz, R. C., & Guariz, A. F. (2020). Unidades de conservação municipais: Uma análise da distribuição territorial no estado do Paraná. *Geografia em Questão*, 13(2), 56–73.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., & Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hentz, A., Rocha, M. R., & Silva, M. C. (2015). Efeitos da fragmentação florestal sobre a regeneração natural em áreas da Mata Atlântica. *Revista Árvore*, 39(3), 523–532. <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000300011>
- IBGE. (2024). Censo demográfico 2022: População e densidade demográfica. <https://www.ibge.gov.br>
- Jesus, F. M., Arroyo-Rodríguez, V., Alves-Costa, C. P., Ribeiro, M. C., & Santos, B. A. (2019). The role of landscape change and forest structure in maintaining tropical forest avian functional diversity. *Ecological Applications*, 29(3), e01857. <https://doi.org/10.1002/eap.1857>
- Koehntopp, C. A., Melo, L. C. A., & Oliveira, C. A. B. (2021). Caracterização do regime eólico na Baía Babitonga (SC): Implicações para a dispersão de poluentes atmosféricos. *Revista Brasileira de Climatologia*, 28, 124–139. <https://doi.org/10.5380/abclima.v28i0.74238>
- Lacerda, L. D. (1999). Biogeoquímica dos manguezais: Um modelo evolutivo. In L. D. Lacerda (Ed.), *Conservação e uso sustentável de manguezais brasileiros* (pp. 83–96). MMA/Secretaria de Biodiversidade e Florestas.
- Lang, S., & Blaschke, T. (2009). Object-based image analysis for remote sensing applications: Modeling reality – Dealing with complexity. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-77058-9>
- Maia, V. C., & Richter, A. (2019). Conservação da Mata Atlântica: Desafios e perspectivas. *Revista Brasileira de Biociências*, 17(2), 45–58.
- Massoli, A. R., Campagnoli, M., & Verdade, L. M. (2016). Landscape connectivity and functional fragmentation in a human-dominated region of southeastern Brazil. *Landscape Ecology*, 31(3), 591–603. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0268-3>
- Melo Júnior, J. C. F., & Boeger, M. R. T. (2015). Fitossociologia e estrutura de manguezais da Baía Babitonga, SC, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 37(1), 53–61. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v37i1.24607>
- Metzger, J. P. (2001). O que é ecologia de paisagens? *Biotemas*, 14(3), 7–23.

- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., & Pardini, R. (2010). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142(6), 1166–1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.020>
- Moura, R. M. (2018). Fragmentação e conectividade da paisagem em ambientes tropicais: Implicações para a conservação da biodiversidade. *Natureza & Conservação*, 16(2), 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2018.04.002>
- Pandolfo, C., Braga, H. J., Massignam, A. M., et al. (2002). Atlas climático do Estado de Santa Catarina. EPAGRI.
- Pimentel, D. S. (2018). O papel da paisagem na conservação da biodiversidade. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 11(1), 75–88. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11i1.p075-088>
- Pirovani, J. A., Amorim, M. C. C. T., & Silva, R. G. (2014). Influência do tamanho e do formato dos fragmentos na estrutura de comunidades vegetais arbóreas em floresta atlântica do sul da Bahia. *Acta Botanica Brasilica*, 28(3), 407–414. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3413>
- Rempel, R. S., et al. (2015). Patch Analyst 5.2. Center for Northern Forest Ecosystem Research, OMNRF.
- Ribeiro, H. J., et al. (2019). Sensoriamento remoto em ecologia da paisagem: Estado da arte. *Geociências*, 36(1), 257–267.
- Santos, J. S., Oliveira, E. C., & Dias, M. C. (2017). Efeitos da fragmentação florestal sobre a fauna de pequenos mamíferos. *Revista Floresta*, 47(3), 355–364. <https://doi.org/10.5380/rf.v47i3.47115>
- Silva, A. C., Freitas, J. F., & Pereira, J. D. (2019). Mudanças no uso da terra e fragmentação da vegetação nativa na bacia do rio Ivinhema (MS). *Revista Geografia*, 44(2), 43–58.
- Silva, G. R. (2011). Caracterização do regime de marés na Baía Babitonga (SC) com base em séries temporais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 4(3), 455–465.
- Siqueira, M. C., Castro, M. A. V., & Faria, J. F. (2013). Avaliação da conectividade da paisagem para conservação da biodiversidade na bacia do rio Itapemirim–ES. *Revista Árvore*, 37(3), 403–412. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000300004>
- Teixeira, A. M. G., Metzger, J. P., & Martensen, A. C. (2023). Padrões e processos da fragmentação florestal na região costeira da Bahia, Brasil. *Biota Neotropica*, 23(1), e20221345. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2022-1345>
- Truccolo, E. C., & Schettini, C. A. F. (1999). Caracterização das marés na Baía da Babitonga. *Notícias do Mar*, 25, 35–41.
- Vieira, C. M. A., & Horn Filho, N. O. (2017). Análise geomorfológica e batimétrica da Baía Babitonga, SC. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 18(1), 123–140. <https://doi.org/10.20502/rbg.v18i1.1112>

Vieira, C. M. A., Horn Filho, N. O., & Corrêa, I. C. S. (2008). Caracterização sedimentológica e geomorfológica da Baía Babitonga, SC. Boletim de Geociências da Petrobras, 16(1/2), 217–234.

Wiens, J. A. (2002). Central concepts and issues of landscape ecology. In K. J. Gutzwiller (Ed.), *Applying landscape ecology in biological conservation* (pp. 3–21). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0059-5_1