

PADRÕES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E A CONSERVAÇÃO FLORESTAL NA PAISAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SUBAÚMA (BAHIA-BRASIL)

Patterns of Land Use and Occupation and Forest Conservation in the Landscape of the Subaúma River Watershed (Bahia, Brazil)

José Gabriel Ferreira dos Santos

Biólogo, Colégio Estadual de Tempo Integral Professor Jorge Rodrigues dos Santos (CEPJRS), Brasil
jgfsantos66@gmail.com

Mara Rojane Barros de Matos

Doutorado em Botânica, Universidade do Estado da Bahia (UNEB), Brasil
mmatos@uneb.br

Edilma Nunes de Jesus

Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Prefeitura Municipal de Entre-Rios-BA
edilmanunes@hotmail.com

Recebido: 25/04/2025

Aceito: 28/08/2025

Resumo

Em ambientes fragmentados, a biodiversidade é afetada pela configuração da paisagem e pela interação das áreas naturais com a matriz. Este estudo analisa a dinâmica espaço-temporal na Bacia Hidrográfica do Rio Subaúma, com foco em modificações no uso do solo e fragmentos florestais da Mata Atlântica ao longo de 35 anos. Utilizou-se o Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra do Projeto Mapbiomas Brasil e o plugin “*Semi-Automatic Classification*” no QGIS 3.28. Métricas da paisagem foram calculadas no *Fragstats* v.4.2.1. e indicadores como IQA-BIO e IB foram analisados. A cobertura florestal reduziu-se para 43.421,49 ha em 2021, representando apenas 25,97% do domínio original. Foram perdidos 66 fragmentos, substituídos pelos usos antrópicos-agrícola, indicando que medidas conservacionistas devem ser planejadas, diante da perda significativa de habitat e biodiversidade.

Palavras-chave: Análise temporal, Qualidade ambiental, Uso e cobertura do solo.

Abstract

In fragmented environments, biodiversity is affected by the configuration of the landscape and the interaction of natural areas with the matrix. This study analyzes the spatiotemporal dynamics in the Subaúma River Basin, focusing on changes in land use and forest fragments of the Atlantic Forest over 35 years. The Annual Land Use and Cover Mapping of the Mapbiomas Brazil Project and the “*Semi-Automatic Classification*” plugin in QGIS 3.28 were used. Landscape metrics were calculated in *Fragstats* v.4.2.1. Indicators such as IQA-BIO and IB were analyzed. Forest cover was reduced to 43,421.49 ha in 2021, representing only 25.97% of the original domain. 66 fragments were lost, replaced by anthropogenic-

agricultural uses, indicating that conservation measures should be planned, given the significant loss of habitat and biodiversity.

Keywords: Temporal Analysis, Environmental Quality, Land Use and Land Cover.

1. INTRODUÇÃO

As alterações na cobertura do solo nas bacias hidrográficas levam à substituição da cobertura natural por diversos usos antrópicos. Nesse cenário, as florestas nativas têm sofrido um processo histórico de fragmentação e degradação de habitats, antes contínuas e densas, perderam espaço e transformaram-se em “ilhas de habitats” de vegetação secundária que variam em tamanho, forma, distribuição e grau de conectividade (Fahrig, 2003).

Segundo o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica (SOSMA; INPE, 2021), o estado da Bahia apresentou um aumento no desflorestamento de aproximadamente 4.968 hectares no período de 2020 a 2021, restando, em sua maioria, fragmentos pequenos e desconectados.

Diversos autores afirmam que a perda de áreas florestais é considerada a principal causa do declínio da biodiversidade global (Fahrig, 2001, 2003, 2013; Newbold *et al.*, 2016; Betts *et al.*, 2017). Em ambientes altamente fragmentados, a biodiversidade é influenciada pela configuração da paisagem, pela interação das áreas de habitats naturais com o tipo de matriz, que se refere à parte do ambiente que é intensamente modificada pela atividade humana, pelos requisitos ecológicos das diferentes espécies e por sua capacidade de dispersão (conectividade funcional) (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Essas mudanças ambientais não apenas levam à perda de habitat e biodiversidade, mas também afetam negativamente os serviços ecossistêmicos, como a regulação do fluxo hídrico, a regulação climática, a filtragem e purificação da água e o suporte à agricultura local através da polinização e do controle de pragas.

Nesse sentido, destaca-se a importância dos estudos da paisagem para a conservação das espécies e a manutenção dos processos ecológicos e serviços ecossistêmicos associados à integridade desses ambientes (Murcia, 1995; Fahrig, 2003; Marchesan, 2017). Dessa forma, os indicadores/métricas da paisagem são importantes ferramentas para o monitoramento, avaliação e gestão dos recursos naturais, em diferentes escalas espaciais e temporais, utilizando a ampla capacidade de processamento de dados proporcionada pelos SIGs (Metzger; Fonseca, 2007; Pirovani *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2019).

Logo, torna-se urgente a implementação de projetos que analisem a dinâmica da paisagem, buscando monitorar os fragmentos florestais e propondo intervenções quando necessárias, uma vez que os remanescentes florestais contribuem, entre outras coisas, para prover habitat para polinizadores de culturas agrícolas e predadores naturais que controlam populações de pragas, além de prevenir a erosão e o assoreamento de rios e regular o microclima (Steingröver; Geertsema; Wingerden, 2010; Hipólito; Boscolo; Viana, 2018).

Diante disso, utilizando técnicas de modelagem espacial e indicadores estruturais da paisagem (métricas), este estudo tem como objetivos: (a) analisar a dinâmica espaço-temporal na Bacia Hidrográfica do Rio Subaúma (BHRS), identificando as modificações no uso e cobertura do solo, com ênfase na dinâmica dos fragmentos de Mata Atlântica e (b) avaliar a qualidade ambiental da paisagem por meio das métricas da paisagem, considerando as mudanças espaço-temporais em um intervalo de 35 anos, de forma a subsidiar o planejamento ambiental da área.

2. MÉTODOS DE ESTUDO

2.1. Localização e descrição da área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Subaúma (BHRS) está localizada no Litoral Norte da Bahia, entre as coordenadas geográficas 37°50'38.96" W a 38°34'59.07" W e 11°56'29.30" S a 12°12'49.74" S, DATUM SIRGAS 2000, na zona 24S (Figura 1). Possui uma área total de 167.206,77 hectares e abrange os limites dos municípios de Água Fria, Alagoinhas, Araçás, Aramari, Cardeal da Silva, Esplanada, Inhambupe, Itanagra e Entre Rios.

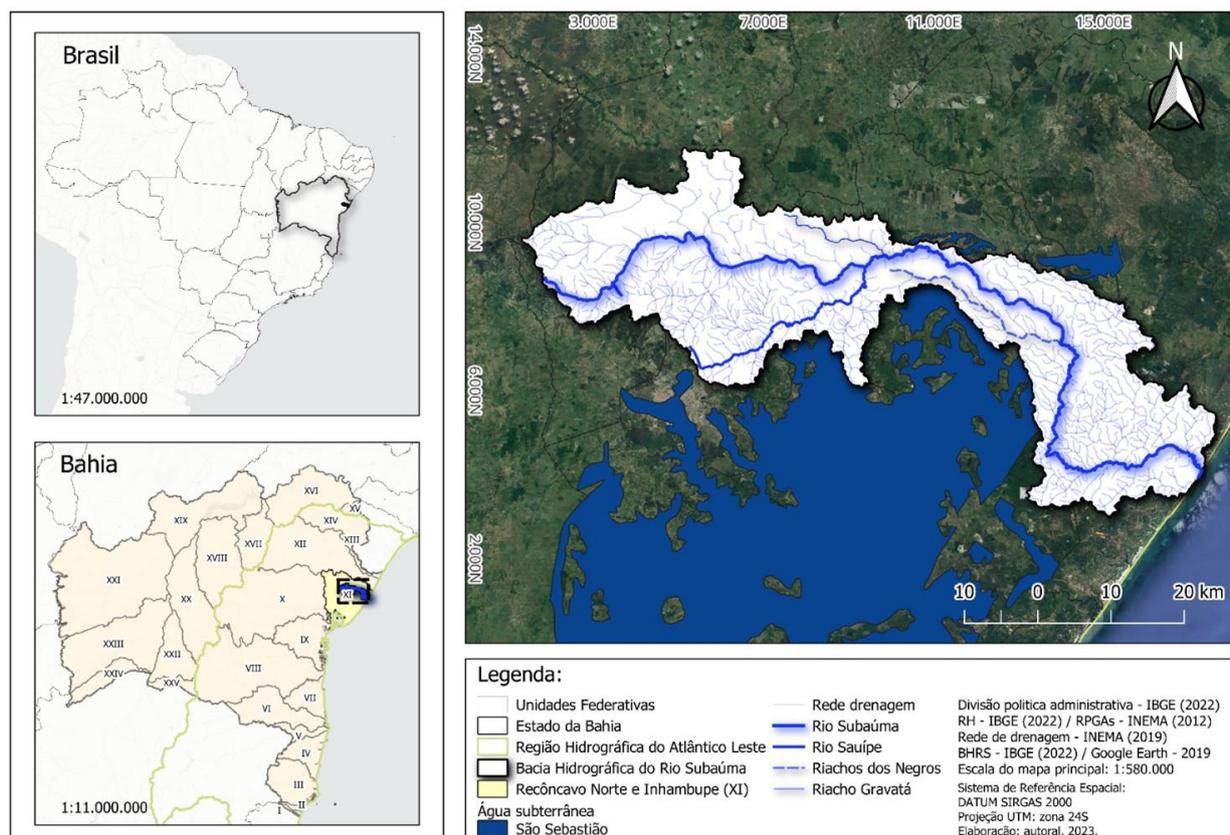


Figura 1 – Localização da Bacia hidrográfica do Rio Subaúma, Bahia – Brasil.

Fonte: Autoral, 2023.

Na paisagem local, observa-se a ocorrência dos biomas Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga, incluindo a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Ombrófila Densa. A bacia também sofre influência de uma matriz antrópica, composta por cultivo de eucalipto, atividades agropecuárias e um processo intenso de urbanização. Ao longo da faixa litorânea, observa-se um aumento na ocupação por hotéis e empreendimentos turísticos, especialmente na direção Oeste-Leste do litoral (INEMA, 2018a).

Segundo a classificação climática de Köppen (1948), a Bacia Hidrográfica do Rio Subaúma apresenta uma tipologia climática heterogênea, que abrange áreas de clima tropical úmido ou superúmido (Af), úmido ou subúmido (Am) e seco (Aw). A temperatura média anual gira em torno de 25 °C (Alvares *et al.*, 2013). Nessa área, as chuvas são mais concentradas no verão, as precipitações totais são superiores a 1000 mm, podendo chegar a mais de 2000 mm na faixa litorânea. Entretanto, na porção noroeste, as precipitações médias anuais estão entre 600 e 900 mm, aproximando-se do clima semiárido característico da bacia do rio Inhambupe (Seia, 2023).

Do ponto de vista geomorfológico, ocorrem as seguintes unidades geoambientais: Tabuleiros Interioranos, Tabuleiros do Recôncavo, Tabuleiros Costeiros, Planícies e

Terraços Fluviais, e Planícies Litorâneas. A maior parte da área (93%) é ocupada pelos Tabuleiros, seguidos pelas Planícies, que representam 7% da região (BDIA,2022).

2.2. Obtenção dos dados espaciais

As informações geomorfológicas e pedológicas foram obtidas do Banco de Dados de Informações Ambientais (BDiA) na escala 1:250.000 (BDIA, 2022). Para o Modelo Digital de Elevação (MDE), foi utilizado o *raster* do *Copernicus* GLO-30, obtido da Agência Espacial Europeia e distribuído pela *OpenTopography*, com uma resolução espacial de 30 metros (EUROPEAN SPACE AGENCY, SINERGISE, 2021). Os dados de densidade populacional foram gerados a partir dos dados preliminares do censo demográfico de 2022 (SEI, 2022).

Foram utilizados neste trabalho os dados do Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil do Projeto MapBiomas, séries históricas referentes aos anos de 1986 e 2021, coleção 7.1, lançada em abril de 2023. Os dados incluem informações sobre desmatamento, vegetação secundária, irrigação, mineração e qualidade das pastagens, e as tipologias foram descritas utilizando o sistema multinível de classificação proposto pelo Manual Técnico de Uso da Terra do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013).

2.3. Análise da dinâmica do uso e cobertura da terra

As análises das dinâmicas temporais e espaciais do uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Subaúma consideraram um período de 35 anos, de 1986 e 2021, em uma abordagem multi-escala, incluindo fragmentos, classes e paisagem, utilizando técnicas de modelagem espacial, indicadores estruturais da paisagem (métricas) e álgebra de mapas. A análise da dinâmica temporal foi realizada no *software* QGIS 3.28 *Firenze* através, do plugin “*Semi-Automatic Classification*” e a aba “*Land Cover Change*” (Congedo, 2021). O cálculo da área, a partir dos *rasters*, foi efetuado utilizando a ferramenta *r.report*, em linguagem *Python*.

2.4. Indicadores estruturais da paisagem (métricas)

Para avaliação da estrutura da paisagem foram calculadas as métricas de área (Área total da classe – CA; Percentual de área central (“core”) na paisagem – PLAND; índice de maior fragmento - LPI), fragmentação (Número de fragmentos – NP) e conectividade ou

grau de agregação dos fragmentos (COHESION), no software *Fragstats* v.4.2.1 (Mcgarigal; Marks, 1995), objetivando verificar se as modificações ocorridas ao longo do tempo favoreceram a manutenção da biodiversidade, considerando aspectos como o número de fragmentos, coesão, área da classe dos fragmentos e porcentagem ocupada na paisagem.

Para realizar esses cálculos, as cartas de uso e cobertura do solo dos anos de 1986 e 2021 foram reclassificadas, obtendo-se *rasters* binários que consideravam apenas duas classes: fragmentos de floresta e matriz. Essa simplificação permitiu analisar especificamente a distribuição e configuração dos fragmentos florestais na paisagem.

Para mensurar e identificar os padrões espaciais da paisagem e verificar se as modificações antropogênicas na composição e configuração da paisagem, comprometendo o grau de integridade e conectividade do habitat florestal, foram utilizados os seguintes indicadores estruturais da paisagem: Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-BIO) e Índice de Urbanidade (IB). Posteriormente, os dados matriciais foram padronizados na escala de lógica difusa *fuzzy* (Eastman, 1997).

2.5. Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-BIO)

Para verificar se as modificações antropogênicas na composição e configuração da paisagem comprometeram o grau de integridade e conectividade do habitat florestal, foram utilizados os seguintes indicadores estruturais da paisagem: Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-BIO) e Índice de Urbanidade (IB). Conseqüentemente, os dados matriciais foram padronizados na escala de lógica difusa *fuzzy* (Eastman, 1997).

O Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-BIO) descreve a vulnerabilidade da paisagem em relação à perda de habitats (vegetação nativa). Ele foi calculado utilizando a álgebra de mapas a partir dos rasters de área (IQA-ÁREA), forma (IQA-FORMA) e distância (IQA-DISTÂNCIA) entre os remanescentes de vegetação natural, de acordo com a seguinte expressão (Equação 1):

$$IQA\ BIO = \frac{IQA\ Área + IQA\ Forma + IQA\ Distância}{3}$$

Os fragmentos com áreas menores ou iguais a 1 hectare foram considerados de grau mínimo de qualidade (IQA-ÁREA = 0). Foi atribuído o grau máximo de qualidade ambiental (IQA-ÁREA = 1) para áreas iguais ou superiores a 1000 hectares (Canter, 1996; Santos; Santos; Moschini, 2012).

Quanto ao cálculo do Índice de Qualidade da Forma (IQA-FORMA), considerou-se um menor efeito de borda como indicativo de maior qualidade ambiental. Assim, os fragmentos com valores de forma próximos a 1 foram classificados com IQA-FORMA = 1, indicando maior qualidade ambiental, enquanto os fragmentos com valores de forma próximos a 0 receberam IQA-FORMA = 0, indicando menor qualidade ambiental (Eastman, 1997; Dos Santos; Santos; Moschini, 2012).

Para estimar o Índice de Qualidade de Distância (IQA-Distância), foi utilizado o módulo Distance (m), no qual distâncias maiores que 1000 metros entre os remanescentes foram consideradas de grau mínimo de qualidade (IQA-Distância = 0). Essas distâncias representam a perda da continuidade da vegetação, o aumento do efeito de borda, o isolamento dos fragmentos e menor conectividade. Por outro lado, distâncias menores ou próximas de zero entre os fragmentos florestais correspondem ao grau máximo de qualidade (IQA = 1) (Dos Santos; Santos; Moschini, 2012).

2.6. Índice de Urbanidade (IB)

O Índice de Urbanidade (IB) foi utilizado para descrever os padrões temporais e espaciais da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Subaúma nos anos de 1986 e 2021, buscando avaliar a influência dos processos antrópicos por meio do uso e cobertura do solo, com base na vulnerabilidade dos componentes ambientais diante da perturbação antrópica (O'NEILL *et al.*, 1988; WRBKA *et al.*, 2004). O índice pode ser descrito pela seguinte expressão matemática (Equação 2):

$$IB = \log_{10} \frac{(U + A)}{(F + W)}$$

Sendo: U: Área urbana; A: Área agrícola; F: Área de vegetação nativa; W: Corpos Hídricos. O grau máximo de naturalidade foi atribuído a IB = 1, representando sistemas naturais submetidos a baixa interferência ou perturbação pelo meio antrópico, enquanto IB = 0 representa o menor grau, representando sistemas com maior interferência e modificação na naturalidade da paisagem e sujeitos a forte pressão antropogênica.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Dinâmica do uso e cobertura da terra

A tabela 1 traz as áreas ocupadas pelas diferentes tipologias, em hectares (ha) e porcentagens (%). A categoria de “formação florestal”, caracterizada por Floresta Estacional

Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa, em 1986 ocupava a maior área, com 69.191,01 ha, representando 41,38% da área total. Constatou-se em 2021, uma redução significativa de 25,97%, passando a ocupar 43.421,49 ha. Isso indica uma diminuição de 37,2% nas áreas florestais nativas no período de 35 anos. Estas florestas foram substituídas principalmente pela monocultura de eucalipto, concentrada na porção oeste da bacia, levando à perda de habitats, redução da diversidade biológica e alterações nos serviços ecossistêmicos fornecidos pelas florestas.

Neste cenário quantificou-se uma grande perda de florestas “maduras” que precisam em média de 60 a 200 anos para atingir o status de floresta primária (Apremavi, 2023). Estas florestas, em estágio avançado de sucessão ecológica (clímax), apresentam uma maior vulnerabilidade devido à influência da matriz antrópica-agrícola (SOSMA; INPE, 2021).

Conseqüentemente, o intenso dinamismo das paisagens antrópicas ocasiona padrões de desmatamento e perda de hábitat, resultando em efeitos negativos como vulnerabilidade na estrutura, composição e limitando o funcionamento das florestas secundárias. Esses impactos afetam a trajetória sucessional dessas florestas, mantendo-as em estado inicial de sucessão ecológica (Brancaion *et al.*, 2012).

Tabela 1: Dinâmica do uso e cobertura do solo na BHRS.

Tipologia	1986		2021		Análise temporal 35 anos (%)
	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)	
0.0. No data	19,08	0,01	19,08	0,01	0
1.1 Formação Florestal	69.191,01	41,38	43.421,49	25,97	-37,2
1.2. Formação Savânica	4201,2	2,51	2956,59	1,77	-29,6
1.3. Mangue	151,11	0,09	149,67	0,09	-1,0
3.3. Eucaliptocultura	20,34	0,01	59.393,16	35,52	291.901,8
2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa	966,6	0,58	913,86	0,55	-5,5
2.2. Formação Campestre	73,17	0,04	33,39	0,02	-54,4
2.6. Outras Formações não Florestais	1,26	0,001	3,51	0,002	178,6
3.1. Pastagem	47.549,52	28,44	41.039,28	24,54	-13,7
3.4. Mosaico de Usos	44.140,41	26,40	18.104,13	10,83	-59,0
4.1. Praia, Duna e Areal	206,46	0,12	140,04	0,08	-32,2
4.2. Área Urbanizada	75,69	0,05	422,91	0,25	458,7

4.4. Outras Áreas não Vegetadas	142,11	0,08	130,5	0,08	-8,2
2.3. Apicum	4,41	0,003	3,69	0,002	-16,3
5.1. Rio, Lago ou Reservatório	382,59	0,23	94,77	0,06	-75,2
3.2.1.5. Outras Lavouras Temporárias	*	*	280,35	0,17	*
1.4. Restinga Arborizada	74,16	0,04	97,11	0,06	30,9
2.5. Restinga Herbácea	7,65	0,005	3,24	0,002	-57,6
Total	167.206,77	100	167.206,77	100	0

Fonte: Autoral, 2023. Números negativos indicando diminuição da área; números positivos aumento.

A superexploração de madeira também contribui para a desestabilização da permeabilidade da matriz, que se refere à facilidade ou dificuldade com que espécies e elementos externos (luz, umidade, vento etc.) penetram nas áreas florestais remanescentes. Em paisagens antrópicas, com uma matriz agrícola ou de pastagem, a remoção de árvores maiores e robustas ocasionam em grandes aberturas no dossel, reduzindo a densidade da vegetação e tornando grandes extensões de terra intransponíveis para diversas espécies especialistas florestais (SCARIOT *et al.*, 2003). Essa alteração se relaciona à exposição a novas condições de luminosidade e temperatura. Nesse contexto, as espécies locais não estão adaptadas, o que aumenta o estresse ecológico., resultando na perda de diversidade biológica, principalmente, de grupos funcionais de plantas (Brancaion *et al.*, 2012).

Estes filtros ecológicos interrompem não apenas a regeneração natural das florestas, mas também, retardam a maturação do estado de sucessão ecológica inicial, impedindo o desenvolvimento de florestas maduras e atrapalhando nos processos de regeneração natural e capacidade de automanutenção (Tabarelli *et al.*, 2012).

Em síntese, a perda de florestas principalmente primárias, implica em uma redução significativa da estrutura, riqueza e diversidade de espécies locais. Sendo que, a maioria dos fragmentos florestais ainda existentes nas pequenas e médias propriedades rurais, provavelmente necessitam de manejos adequados e intervenções ativas, pois devem estar bastantes descaracterizados para promover a regeneração ecológica ao longo do tempo.

A “formação savânica” ocupa 4.201,2 ha em 1986, correspondendo a 2,51% da área da bacia, essa formação representa as formações decorrentes da regeneração natural, denominadas secundárias. Em 2021, essa área diminuiu para 2.956,59 ha, passando a ocupar 1,77% da área da bacia. Houve uma diminuição de 29,6% em relação a 1986. Esta

vegetação é caracterizada por árvores espaçadas e uma mistura de gramíneas e arbustos, típica de savanas, que refletem fatores edáficos.

Os ecossistemas costeiros representados por “mangue”, “apicum”, “restinga arbórea” e “herbácea” além da “praia, duna e areal” ocupam uma área menor, porém desempenham um papel importante na proteção contra a erosão eólica, servindo como hábitat de espécies e zona de amortecimento contra eventos extremos da zona costeira, devido à capacidade de exportar detritos orgânicos e inorgânicos para sistemas costeiros adjacentes (Peiró *et al.*, 2020).

Na área de estudo, as atividades humanas como a construção de empreendimentos imobiliários e hoteleiros, voltados para o turismo recreativo, a extração de areia e a construção civil, afetam não somente a biodiversidade local, mas também afetam a subsistência da população ribeirinha. Todavia, é importante frisar a tipologia “restinga arborizada” passou a ocupar 0,06% (97,11 hectares) em 2021, um aumento de 0,02% em relação a 1986. Seu aumento é um indicativo positivo para a conservação desses ecossistemas, pois desempenham um papel importante na estabilização das dunas, e abrigam uma fauna adaptada às condições locais.

Vale ressaltar ainda que, esses sistemas costeiros são ambientes delicados e altamente sensíveis às mudanças ambientais, sendo protegidos pela Lei nº 11.428/2006 (BRASIL, 2006), estando dentro da Área de Proteção Ambiental do Litoral Norte (APA/LN), como mecanismo da Política Estadual de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade da Bahia, Lei nº 10.431/2006 que visa assegurar e manter Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) (INEMA, 2011a).

Nota-se que houve um aumento pouco expressivo na área urbanizada, ocupando menos de 1% da área de estudo. A Ferrovia Centro Atlântica, rodovia BR-101 e 110 cortam a área, atreladas a descoberta do petróleo e gás, estes acessos contribuíram para o desenvolvimento do comércio de Alagoinhas e cidades circunvizinhas, favorecendo um crescimento desordenado.

As “outras áreas não vegetadas” ocupam 0,08% da bacia, podendo ocorrer localmente processos erosivos do solo devido a retirada de areia por pequenas mineradoras ativas na bacia hidrográfica, principalmente em locais com declives íngremes e escarpados, mas também podem acelerar a vulnerabilidade natural dos solos à erosão em áreas com relevo plano a levemente ondulado (ZEE, 2013a).

Além disso, a faixa costeira está sujeita a mudanças significativas ao longo do tempo devido a processos erosivos e de sedimentação (ZEE, 2013b). Ocorrem também a extração

de cascalho, lavra garimpeira de quartzo e concessão de lavra para a extração de água mineral e argila, aumentando a fragilidade destes ecossistemas costeiros. A argila é comumente utilizada na fabricação de cerâmicas, artigos para cosméticos e confecções de medicamentos de uso natural (ZEE, 2013a).

As “outras lavouras temporárias” representam áreas disseminadas em quase toda a extensão da área de estudo, predominantemente ocupadas por culturas anuais, como o cultivo de mandioca, feijão e milho, e desenvolvidas em pequenas propriedades com a utilização da produção tradicional, familiar, de baixo nível tecnológico A e B (SEI, 2003). Ocupam menos de 0,1% da área em 2021; no ano de 1986, essa classe não aparece, por uma questão de escala do mapeamento ou sazonalidade.

A tipologia que marca o “mosaico de usos” refere-se a áreas com diferentes formas de ocupação entre a agricultura e pastagem, atribuindo uma pluralidade de arranjos encontrados na bacia do rio Subaúma, incluindo citricultura, cultivos de mamão, coco, milho, maracujá e outras policulturas, intercalados com a vegetação nativa. Essa tipologia abrange uma área de 44.140,41 hectares em 1986, representando 26,40% da área total. Em 2021, ocupava 18.104,13 hectares (10,83% da área). Mesmo com a redução da área ocupada, é inegável os impactos causados em 35 anos, os quais resultaram na fragmentação e perda de conectividade dos habitats e alterações nos processos ecossistêmicos. Além disso, o uso descontrolado de agrotóxicos e fertilizantes ocasiona a contaminação do solo e da água por substâncias químicas tóxicas durante os períodos chuvosos, sendo a principal causa da degradação dos mananciais em localidades rurais (INEMA, 2011b).

Desta forma, as pastagens plantadas ocorrentes na região apresentam baixa produtividade influenciadas pelo solo de baixa fertilidade, sendo intercaladas por fragmentos de vegetação secundária. Este sistema é bastante extensivo, sendo basicamente a matriz na qual os demais sistemas biológicos estão inseridos, acarretando uma descaracterização e perturbação dos remanescentes florestais (SEI, 2016).

Outras atividades produtivas, além da “pastagem”, são identificadas na região, como a apicultura, avicultura integrada, pecuária bovina de corte e leite, caprinocultura-ovinocultura e, de forma incipiente, a suinocultura, os quais compõem juntamente com o “mosaico de usos”, “eucaliptocultura” e “outras lavouras temporárias” (SEI, 2003); ocupam 71,5% da área total da bacia hidrográfica. Conforme, destaca-se a expansão da tipologia “eucaliptocultura” na bacia hidrográfica.

O plantio de eucalipto teve um impulso nas décadas de 70 e 90 incentivada pela política de reflorestamento do Programa Nacional de Papel e Celulose (PNPC), para produção de celulose e papel com foco na exportação, causando um impacto marcante nas relações de produção, pesca artesanal e lavouras de subsistência familiar, ameaçando a sobrevivência das populações locais (ABAF, 2022).

Atrelado a implantação do complexo petroquímico de Camaçari, estas atividades trouxeram mudanças significativas para a região do Litoral Norte e Agreste Baiano. Associado com a BA-099 (Linha verde), houve o crescimento da especulação imobiliária, e do expansionismo do plantio de extensas áreas de eucaliptocultura (Almeida, 2015).

Em 1986, a monocultura de eucalipto ocupava uma área relativamente pequena de 20,34 ha, representando apenas 0,01% da área total da bacia do rio Subaúma. Contudo, ao longo de 35 anos, período 1986 a 2021, houve um aumento significativo para 59.393,16 ha, o que representa 35,52% da área total. Essa expansão representou um aumento impressionante de 291.901,8% em relação a 1986.

As árvores de eucalipto podem alterar a composição química e física do solo, afetando a fertilidade e a disponibilidade de nutrientes para outras plantas (Mendes; Alves, 2016). É importante destacar que os impactos da eucaliptocultura podem variar dependendo das práticas de manejo adotadas, como o uso de técnicas de plantio ecológico, manejo sustentável e conservação de áreas naturais adjacentes. Essas práticas podem ajudar a reduzir o impacto negativo do eucalipto na fragmentação da paisagem e nos ecossistemas naturais (Salgado; Magalhães Júnior, 2006).

As queimadas também têm sido um forte agente modificador, e prática usual de renovação de pasto na pecuária extensiva e outras práticas agrícolas pouco sustentáveis, levando a substituição da vegetação de galeria e ripária, consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP), respaldado pelo Código Florestal Lei Nº 12.651/2012, acarretando a perda da biodiversidade local, redução do fluxo gênico e assoreamento dos rios, lagos e lagoas (BRASIL, 2012).

A distribuição das tipologias de vegetação natural e seminatural na área de estudo conforme é mostrado na Figura 2, está fortemente ligada à planicidade do relevo, o que favorece diversos usos, como plantio permanente e sazonal, cultivo de eucaliptos e criação extensiva de rebanhos para corte e pasto. No entanto, essa ocupação e exploração dos Tabuleiros Interioranos muitas vezes entram em conflito com a sustentabilidade local, devido à ausência de infraestrutura adequada e à ocupação de Áreas de Preservação

Permanente (APPs) (EMBRAPA, 1994). Esses conflitos afetam a conservação dos recursos naturais e comprometem a sustentabilidade ambiental da região.

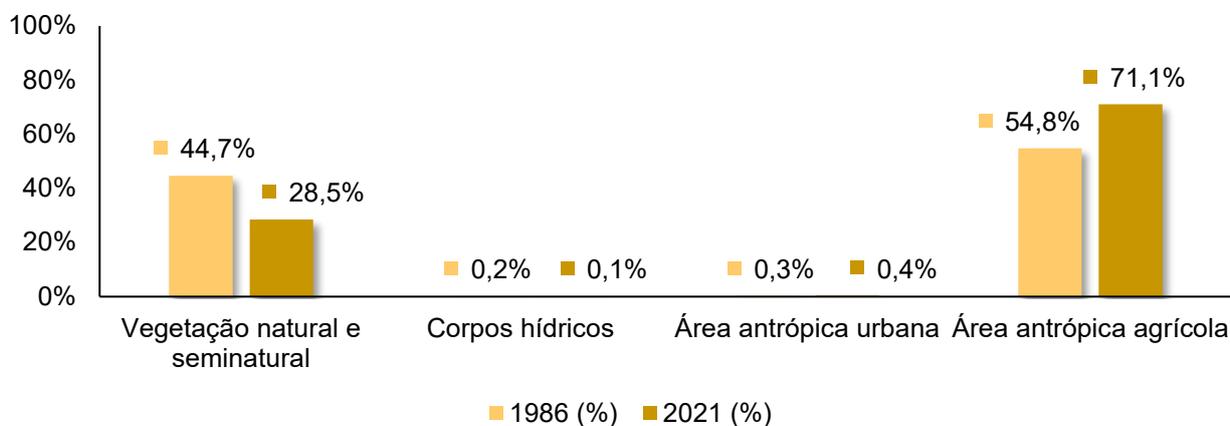


Figura 2 – Quantificação das classes entre 1986 e 2021 da BHRs, Bahia – Brasil.
Fonte: Autoral, 2023.

A classe de “vegetação natural e seminatural”, reduziu 16,2 % da sua área no período 1986 a 2021, uma perda de 27.088,97 hectares de ecossistemas naturais. A classe de “corpos hídricos” também perdeu 0,1% de seus mananciais (Tabela 1, Figura 2), ocupando 94,8 ha, em 2021. Houve pouca mudança na área ocupada pela tipologia “campo alagado”, ocupando 0,58% da totalidade da BHRs, em 1986, e em 2021, 0,55% (Tabela 3).

As atividades urbanas e agrícolas estão associadas ao desenvolvimento da indústria extrativa, como fábricas de artefatos de madeira (móveis e peças decorativas), estruturas metálicas, indústrias químicas, extração de petróleo e gás natural, criação de frango, suínos e serviços voltados à fabricação e comercialização de bebidas, iniciadas em meados da década de 70.

A classe correspondente à “formação florestal” representa 5,97% da área, ocupando 29.307,42 ha, porém, essa vegetação sofreu os efeitos da fragmentação, e redução no tamanho dos maiores remanescentes florestais.

A conservação desses remanescentes estáveis durante 35 anos pode estar associada aos fatores topográficos, pois os fragmentos situados na porção Noroeste e Leste localizam-se em áreas declivosas e acidentadas; a presença desta vegetação ajuda a estabilizar o solo em áreas propensas a deslizamentos. Isso é particularmente importante em áreas com chuvas intensas ou onde o solo possui características granulométricas suscetíveis à instabilidade como no caso da região do Subaúma. (Guerra; Silva; Botelho, 1999). Ressalta-se que, deslizamentos ou erosão representam riscos para infraestruturas

viárias, gasodutos, linhas de transmissão e outros equipamentos públicos (Laurance; Goosem; Laurance, 2009).

Outras classes naturais e seminaturais, como a “formação savânica” e a “formação campestre”, teve uma diminuição de 33,39 hectares, representando 0,02% da sua área, sendo substituídas por sistemas agropastoris que implementam técnicas de queima para a limpeza e plantio para a criação extensiva de gado, expondo o solo a fatores erosivos. A redução desses ambientes pode resultar em perda de habitat para espécies adaptadas a esse tipo de vegetação, além de possíveis consequências para a conservação dos solos e dos recursos hídricos (INEMA, 2008; ZEE, 2013c).

3.2. Avaliação da integridade ecológica da paisagem através de indicadores/métricas

A análise das áreas de florestas por classes de tamanho (ha) ajuda na compreensão da dinâmica e dos efeitos da fragmentação florestal na paisagem estudada. Segundo Pirovani *et al.*, (2014), a extensão do fragmento em geral é o parâmetro mais importante para explicar as alterações de riqueza, abundância e diversidade de espécies.

A métrica NP (Número de Manchas ou *Patch*) indica o número de fragmentos presentes na paisagem. Em 1986, havia 3.564 fragmentos (Tabela 2), enquanto em 2021 esse número diminuiu para 3.498, sendo perdidos 66 fragmentos, substituídos pelos usos antrópicos-agrícola.

Tabela 2: Métricas de classe e paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Subaúma, Litoral Norte da Bahia, período 1986 e 2021.

Métricas	Período	
	1986	2021
	Classe	
CA	69.191,01	43.421,49
NP	3564	3498
PLAND	41,38%	25,97%
LPI	15,2%	5,0%
COHESION	99,4323	98,6429
	Paisagem	
TA	167.206,77	167.206,77

Fonte: Autoral, 2023: Métricas geradas no programa *Fragstats* 4.2.1 McGarigal e Marks (1995).

Quando o número de fragmentos diminui, é provável que a quantidade de habitat disponível para as espécies também diminua. A classe de área ocupada pelos fragmentos florestais (CA), reduziu de 1986 (43.421,49 ha) a 2021(69.191,01 ha), resultando em uma perda de 25.769,52 hectares. Isso mostra uma redução significativa da cobertura florestal original, o que pode ter impactos profundos na biodiversidade e nos ecossistemas da

região. A perda de habitat afeta especialmente espécies que dependem de grandes áreas contínuas de floresta, tornando-as mais vulneráveis à extinção local (Brançalion *et al.*, 2012). Além disso, a diminuição do CA (Classe de Área) pode intensificar o efeito de borda, e afetar na capacidade de reter espécies, forçando-as a migrarem para outros fragmentos em busca de recursos essenciais.

Como resultado na área de estudo a matriz que predominantemente é composta de áreas agrícolas, pastagens e plantios de monocultivo torna-se altamente impermeável, impedindo a dispersão limitando a diversidade biológica nativa ainda resistente, que habitam em mosaicos compostos por fragmentos florestais, áreas de regeneração e plantios florestais (Brançalion *et al.*, 2012; Tabarelli *et al.*, 2012).

É importante destacar que o LPI (Índice de maior mancha) diminuiu significativamente ao longo do tempo, passando de 15,2% em 1986 para 5,0% em 2021. Isso indica que o maior fragmento de floresta diminuiu significativamente. É possível que, como resultado dessa redução, grandes extensões de habitat contínuos tenham se fragmentado. Isso pode tornar os fragmentos remanescentes mais isolados e dificultar o fluxo biológico, especialmente para espécies que dependem de extensões de habitat consideráveis (mamíferos como, primatas, cervídeos, xenartros, alguns felinos endêmicos etc.). Os fragmentos menores são cruciais porque fornecem pontos de conexão entre os outros fragmentos, facilitando o movimento e a dispersão dos organismos.

Os “*stepping stones*” como são chamados, desempenham um papel fundamental na manutenção da conectividade e na manutenção da biodiversidade em paisagens altamente fragmentadas, mitigando os efeitos negativos da fragmentação e promovendo o fluxo gênico e dispersão das espécies locais (Fahrig, 2001, 2003, 2013).

Como resultado, o COHESION (Índice de Coesão) diminuiu significativamente de 99,4323 em 1986 para 98,6429 em 2021, indicando uma redução na conectividade entre os fragmentos florestais. Embora a queda seja mínima, ela indica que os fragmentos estão menos conectados. Por outro lado, se a matriz possuir componentes mais permeáveis, como sistemas agroflorestais, pastagens com baixa densidade ou áreas de vegetação nativa secundária, ela pode facilitar o fluxo biológico entre os fragmentos, mantendo uma conectividade funcional apesar da redução do CA (Pirovani *et al.*, 2014). A diminuição do LPI e do COHESION na área de estudo evidencia uma paisagem em que os fragmentos de floresta maiores estão sendo reduzidos e substituídos pela matriz circundante, o que pode afetar negativamente a biodiversidade, sua permeabilidade ecológica e a resiliência dos ecossistemas naturais.

A análise dos indicadores estruturais LPI e COHESION indica que, com o tempo, a matriz tem se expandido ou intensificado, resultando em fragmentos menores e mais isolados, ocasionando em uma baixa permeabilidade na paisagem. Como resultado da formação de mosaicos antrópicos, barreiras físicas e ecológicas dificultam a dispersão e a migração das espécies que vivem exclusivamente nas florestas.

3.3. Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-BIO)

A paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Subaúma, durante o período estudado (1986 e 2021), apresentou perda na qualidade ambiental dos remanescentes florestais, pois, indicou uma maior fragilidade para os menores fragmentos dispersos por toda a área de estudo (Figura 3).

O IQA-BIO foi hierarquizado, variando de 1 a 5. A classe 1, o grau mínimo de qualidade dos ecossistemas naturais, representando os fragmentos que estão sob forte influência do efeito de borda e do estresse antrópico; a classe 5 representa o grau máximo de qualidade, com maior área core e resiliência. As áreas com valores elevados de qualidade ambiental da vegetação situam-se região Leste da bacia, em locais com relevo mais alto (Moschini, 2005).

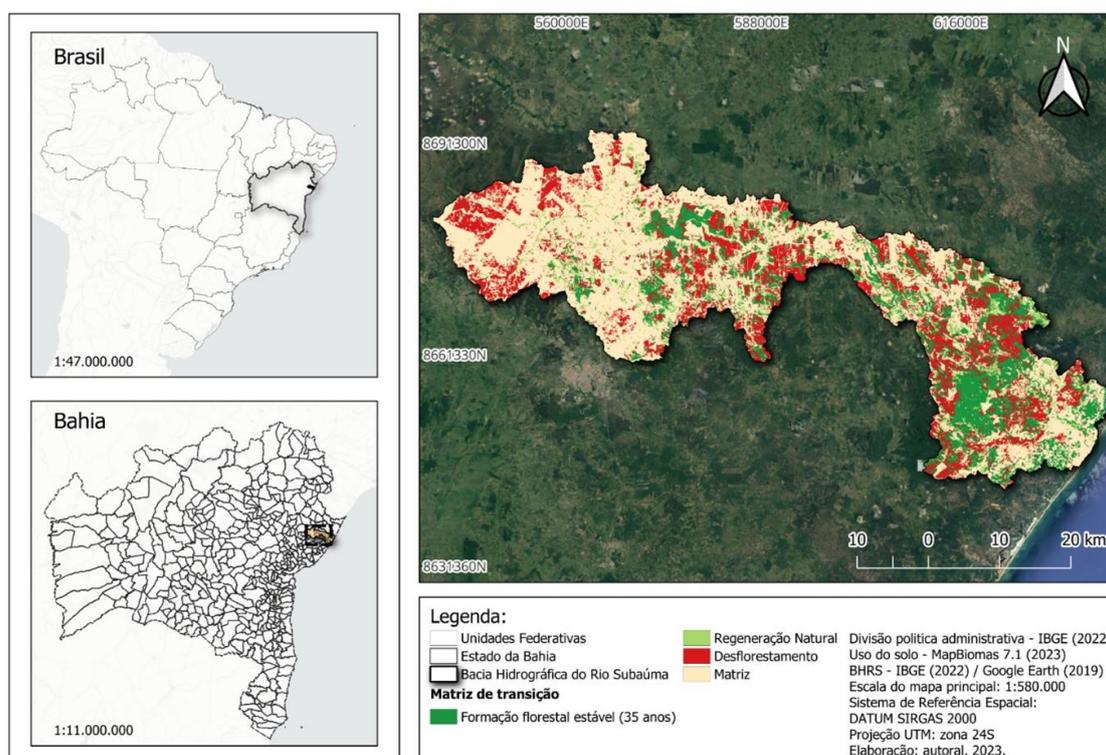


Figura 3 – Estabilidade, regeneração e desflorestamento da formação florestal em 2021 na BHRS, Bahia – Brasil.

Fonte: Autoral, 2023.

A Figura 4 mostra a distribuição da qualidade ambiental dos fragmentos florestais avaliado pelo IQA-BIO, em 1986 e 2021, e a representação da área ocupada, em porcentagem (Figura 5). As áreas com fragmentos de baixa qualidade ambiental tiveram um aumento significativo no período de 35 anos, e modificaram negativamente a paisagem.

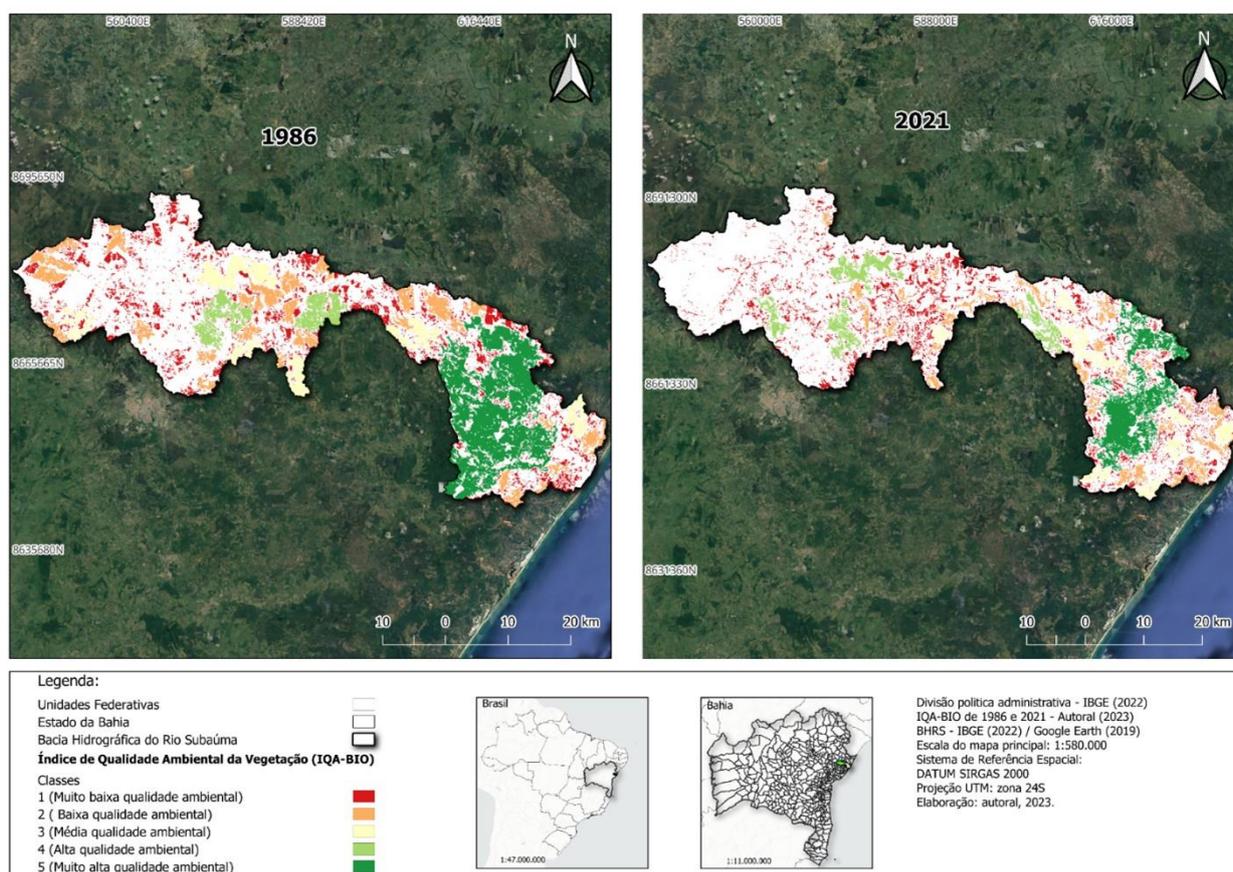


Figura 4 – Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação da BHRS, Bahia – Brasil.
Fonte: Autoral, 2023.

Os fragmentos classificados como classe 1 (qualidade ambiental muito baixa), ocupam 33,8% da área da bacia, em 2021, representando um aumento de 9% em relação a 1986. Estes fragmentos menores, e de baixa qualidade, estão mais sujeitos aos efeitos de borda, aumentando sua vulnerabilidade ecológica, tanto pela redução de tamanho, ausência de área core e/ou as formas irregulares. Os fragmentos maiores, representados pela classe 5 (qualidade ambiental muito alta), ocupam 26,4% da área em 2021, representando uma perda de 9,1%. Essa classe representa os maiores fragmentos localizados na porção Leste da BHRS, sendo estes, os mais preservados e com alta qualidade ambiental.

A redução em suas áreas é motivo de preocupação pela importância dessas áreas para a conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. É importante promover práticas

agrícolas sustentáveis, como o manejo agroecológico, conservação do solo e salvaguardar por meio de matas ciliares e de galeria os sistemas de drenagem existentes na região, bem como, estabelecer políticas de planejamento territorial que incentivem a proteção e a restauração destes sistemas naturais abrangendo outros ecossistemas igualmente ameaçados (Figueiredo; Pereira, 2011; Betts *et al.*, 2017).

A classe 4 (qualidade ambiental alta), por outro lado, apresentou um aumento em sua área, o que pode ser indicativo de regeneração. O aumento em sua área pode ser resultado do abandono de terras agrícolas ou plantações de eucalipto.

Isso evidencia que continua o processo de fragmentação dos habitats florestais. Conforme afirmam vários autores, o processo de fragmentação constitui um dos fatores mais citados em promover a perda da diversidade biológica, além de acarretar impactos na alteração da qualidade dos ecossistemas naturais (D'eon *et al.*, 2002; Fahrig, 2003; Betts *et al.*, 2017; Hipólito; Boscolo; Viana, 2018).

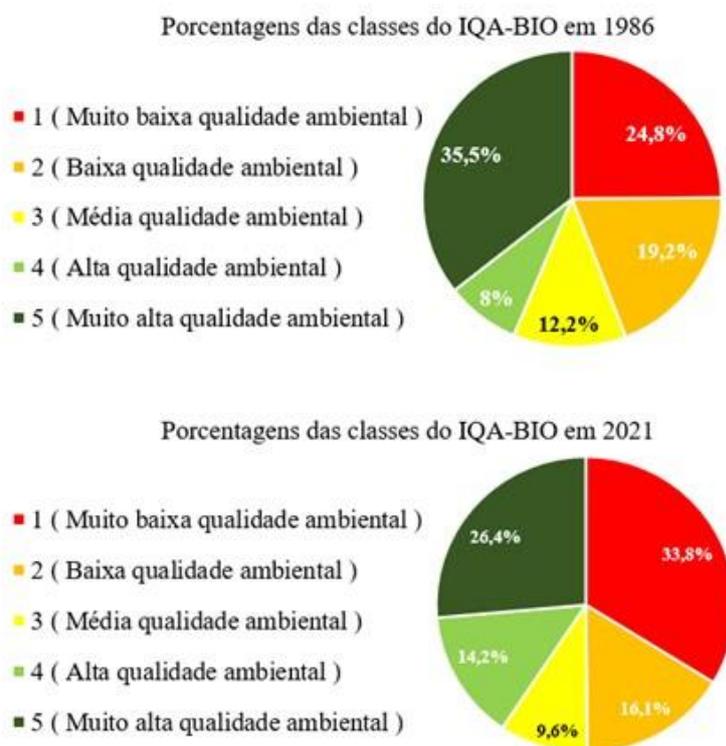


Figura 5 - Porcentagens das classes do IQA-BIO em 1986 e 2021 na BHRS, Bahia – Brasil.

Fonte: Autoral, 2023.

Tanto os fragmentos da classe 2 (baixa) e 3 (média) qualidade ambiental, apresentaram uma redução significativa em suas áreas, passando a ocupar, em 2021, 16,1% (classe 2) e 9,6% (classe 3) da área da bacia. Essa diminuição indica uma perda substancial de fragmentos de tamanhos entre 100 a 300 ha, com uma área core bem

reduzida, grande área de borda e formas irregulares. Essas mudanças implicam na diminuição e estresse de vários sistemas ambientais e em múltiplos níveis biológicos, como na qualidade dos recursos hídricos, forma, distância e isolamento dos fragmentos (FAHRIG, 2003).

3.4. Índice de Urbanidade (IB)

Para a avaliação do grau de naturalidade da paisagem, a escala foi organizada de 0 a 1, sendo o valor 1 atrelado ao maior grau de naturalidade e o valor 0 para áreas com menor grau de naturalidade e maior interferência antrópica.

As modificações da paisagem pela expansão urbana e outras ações antrópicas ficam evidenciadas no intervalo de 35 anos (Figura 6). A porção Oeste da bacia hidrográfica possui uma maior influência de atividades como agricultura ou plantio de eucaliptos. Embora isso não esteja diretamente relacionado à urbanização, indica uma mudança no uso da terra para fins produtivos ou industriais. Em 2021, esta área foi totalmente descaracterizada, gerando como resposta um grau de naturalidade 0, comprometendo seus sistemas biológicos.

A redução da área com alta naturalidade (grau 1) é um indicativo da substituição massiva de florestas naturais pelo plantio de eucalipto, o crescimento das cidades e o desmatamento para diferentes fins (Figura 6), em um curto espaço de tempo, afetando o status da hemerobia dos sistemas biológicos nativos. Fatores decisivos para adaptação dos animais à zona urbana (Laurance; Goosem; Laurance, 2009; Somodi *et al.*, 2021; Zinnen *et al.*, 2021).

Outrossim, a hemerobia está diretamente relacionada ao índice de urbanidade e ao estresse causado aos ecossistemas naturais, causando alteração dos processos ecológicos e a degradação dos habitats naturais. A existência de malhas estaduais, federais e férreas, que caracterizam uma infraestrutura linear, causam a fragmentação de habitat e constituem uma barreira no deslocamento das espécies, interrompendo a conectividade entre áreas naturais, dividindo populações de espécies, afetando os padrões de permeabilidade da matriz (Laurance; Goosem; Laurance, 2009; Prevedello; Vieira, 2010).

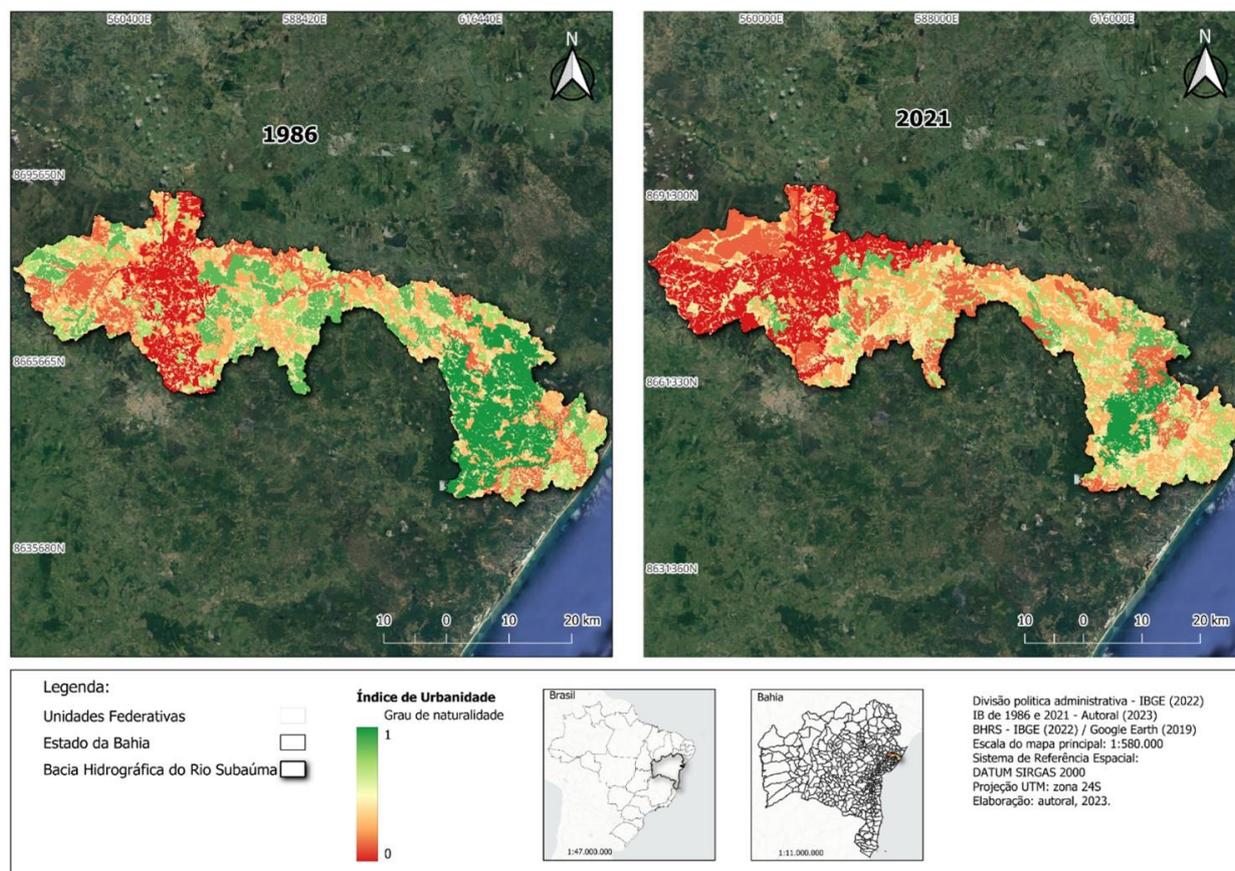


Figura 6 – Índice de Urbanidade de 1986 e 2021 na BHRS – Bahia, Brasil.
Fonte: Autoral, 2023.

Além disso, a criação dessas estruturas pode levar ao desmatamento e à compactação do solo. Também podem ocorrer impactos negativos na qualidade da água, devido ao aumento do escoamento superficial e da erosão do solo ao longo dessas áreas, fato preocupante em uma bacia hidrográfica (Ricketts, 2001; Zinnen *et al.*, 2021).

Em Alagoinhas, a expansão dos assentamentos humanos, juntamente com a implantação do polo industrial de bebidas, a extração mineral e madeireira, são as atividades antrópicas mais significativas. No caso de Inhambupe e Entre Rios, além da agropecuária e do extrativismo mineral e vegetal, destaca-se a implementação da exploração petrolífera (CRCBA, 2020).

Todas essas atividades têm contribuído para a redução dos remanescentes de Mata Atlântica na região. O desmatamento ilegal para a produção de carvão, juntamente com as queimadas, tem sido responsável por essa descaracterização, tornando os remanescentes de Mata Atlântica altamente vulneráveis e instáveis (SEI, 2016).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos sobre a dinâmica espaço-temporal dos usos e ocupação do solo são importantes como base referencial para a análise dos impactos antrópicos nos ambientes naturais e os desafios enfrentados para a conservação da biodiversidade local. Os resultados deste estudo podem contribuir para o planejamento e gestão da bacia do rio Subaúma, incluindo a identificação de áreas prioritárias para conservação, a criação de corredores de fauna e o estabelecimento de unidades de conservação (UCs).

O uso das métricas da paisagem como indicadores sintéticos, possibilitaram avaliar a qualidade ambiental dos fragmentos florestais inseridos em uma matriz de agrossistemas. Os resultados gerados apontam grandes modificações no uso e ocupação do solo em somente 35 anos (1986 e 2021), sendo as áreas de floresta substituídas por outros usos do solo, com graves implicações na conservação da biodiversidade local.

O intenso e rápido processo de perda e fragmentação florestal compromete os serviços ecossistêmicos, visto que estão intimamente correlacionadas, sendo a cobertura florestal um indicador ecológico de importância para a paisagem, já que desempenha serviços ambientais de provisão de recursos naturais, regulação ecológica, aspectos culturais e de suporte aos demais componentes do sistema biológico.

A Bacia Hidrográfica do Rio Subaúma apresenta uma relevante importância ambiental e cultural dentro do Domínio da Mata Atlântica, e a continuação das pesquisas nesta bacia permitirá o aprimoramento das políticas públicas de conservação da biodiversidade, a criação de áreas protegidas e a implementação de medidas de manejo sustentável, a fim de preservar os recursos naturais e minimizar os impactos negativos do desenvolvimento humano.

Alguns instrumentos legais podem ajudar a manter a integridade da vegetação nativa, por meio do controle de queimadas e recuperação de áreas degradadas, diminuindo os processos erosivos e assoreamento dos mananciais hídricos, conforme prevê a Política Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 1981) e a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH; BRASIL, 1997). Deve-se considerar a fiscalização por meio da coerção e do uso de sanções pecuniárias associado à Lei de Crimes Ambientais (Brasil, 1998) para impedir o desmatamento e demais práticas abusivas, considerando as variáveis socioculturais, buscando garantir maior proteção ambiental.

Em suma, a análise da estrutura da paisagem é uma peça fundamental para designar a qualidade de um ecossistema por meio de seu padrão espacial e temporal, possibilitando ferramentas de gestão ambiental, restauração, conservação e manejo.

REFERÊNCIAS

ABAF - ASSOCIAÇÃO BAIANA DAS EMPRESAS DE BASE FLORESTAL. **Papel e celulose têm crescimento importante nas exportações baianas**, 2022. Disponível em: <https://www.abaf.org.br/papel-e-celulose-tem-crescimento-importante-nas-exportacoes-baianas/>. Acesso em: 02 mai. 2023.

ALMEIDA, R. A. **Mapeamento de unidades ambientais e evolução do uso da terra na bacia do rio Punhaí Litoral norte (BA)**. 2015. 117p.

APREMAVI - ASSOCIAÇÃO DE PRESERVAÇÃO DO MEIO AMBIENTE E DA VIDA). **Mata Atlântica: Estágios da Floresta**. 2023. Disponível em: <https://apremavi.org.br/mata-atlantica/estagios-da-floresta/>. Acesso em: 22 jul. 2023.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; TABARELLI, M.; WATLING, J. I.; TISCHENDORF, L.; BENCHIMOL, M.; CAZETTA, E.; FARIA, D.; LEAL, I. R.; MELO, F. P. L.; MORANTE-FILHO, J. C.; SANTOS, B. A.; ARASA-GISBERT, R.; ARCE-PEÑA, N.; CERVANTES-LÓPEZ, M. J.; CUDNEY-VALENZUELA, S.; GALÁN-ACEDO, C.; SAN-JOSÉ, M.; VIEIRA, I. C. G.; ... TSCHARNTKE, T. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020.

BAHIA. **Lei Estadual n.º 10.431 de 20/12/2006**. Dispõe sobre a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia e dá outras providências. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=121083>. Acesso em: 23 jul. 2023.

BDIA - BANCO DE DADOS DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS. **Um novo instrumento para organização e preservação**. 2022. Disponível em: <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/home>. Acesso em: 17 jul. 2023.

BETTS, M. G.; WOLF, C.; RIPPLE, W. J.; PHALAN, B.; MILLERS, K. A.; DUARTE, A.; BUTCHART, S. H. M.; LEVI, T. Global Forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, n. 7664, p. 441–444, 2017.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; CÉSAR, R. G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Ciências Naturais, 2012, v. 7, n. 3, p. 219-234.

BRASIL FERROVIÁRIO. FCA (Ferrovia Centro-Atlântica). 2017. **Brasil Ferroviário**. Disponível em: <https://www.brasilferroviario.com.br/fca-ferrovia-centro-atlantica/>. Acesso em: 22 mar. 2023.

BRASIL. **Lei Federal n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm>. Acesso em: 10 ago. 2024.

BRASIL. **Lei n.º 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 10 ago. 2024.

BRASIL. **Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 10 ago. 2024.

BRASIL. **Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 10 ago. 2024.

BRASIL. **Lei Federal n.º 9.433 de 8 de janeiro de 1997.** Política Nacional de Recursos Hídricos. Cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 5 jun. 2023.

CANTER, L. W. **Environmental Impact Assessment.** 2. ed. McGraw-Hill Science, Engineering & Mathematics: New York, 1996, 480p.

CONGEDO, L. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 64, p. 3172, 2021.

CRCBA - CONSELHO REGIONAL DE CONTABILIDADE DA BAHIA. **Alagoinhas.** 2020. Disponível em: <https://www.crcba.org.br/servicos/delegacias/delegacia-de-alagoinhas/sobre-alagoinhas/>. Acesso em: 22 abr. 2023.

D'EON, R.; GLENN, S.; PARFITT, I.; FORTIN, M. J. Landscape Connectivity as a Function of Scale and Organism Vagility in a Real Forested Landscape. **Conservation Ecology**, v. 6, n. 2, 2002.

DOS SANTOS, R. M.; SANTOS, J. E.; MOSCHINI, L. E. Mudanças na paisagem e classificação de ecossistemas. *In*: DOS SANTOS, J. E.; ZANIN, E. M.; MOSCHINI, L. E. (Org.). **Faces da Polissemia da paisagem: ecologia, planejamento e percepção.** São Carlos: RiMa Editora, 2012, v. 4, p. 542-560.

EASTMAN, J. R. Idrisi for Windows. Tutorial Exercises. Version 2.0. **Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis.** Clark University, 1997.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Plano diretor do Centro de Pesquisa Agropecuária dos Tabuleiros Costeiros (CPATC).** 37p. 1994.

ERDŐS, L.; BEDE-FAZEKAS, Á.; BÁTORI, Z.; BERG, C.; KRÖEL-DULAY, G.; MAGNES, M.; SENGL, P.; TÖLGYESI, C.; TÖRÖK, P.; ZINNEN, J. Species-based indicators to assess habitat degradation: Comparing the conceptual, methodological, and ecological relationships between hemeroby and naturalness values. **Ecological Indicators**, v. 136, p. 108707, 2022.

EUROPEAN SPACE AGENCY, Sinergise. **Copernicus Global Digital Elevation Model.** Distributed by OpenTopography. 2021. Disponível em: <https://portal.opentopography.org/>. Acesso em: 12 mai. 2023.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, v. 100, n. 1, p. 65–74, 2001.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013.

FIGUEIREDO; PEREIRA, H. M. Regime shifts in a socio-ecological model of farmland abandonment. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 5, p. 737–749, 2011.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e Conservação dos Solos**. Bertrand Brasil, 1999. 340p.

HIPÓLITO, J.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 256, p. 218–225, 2018

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de Uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 170p.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Área territorial brasileira: **Cidades e Estados**. 2021b. Rio de Janeiro: IBGE, 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ba.html>. Acesso em: 21 abr. 2023.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malha Municipal**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso em: 22 jul. 2023.

INEMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, BAHIA). **APA Litoral Norte do Estado da Bahia**. 2011a. Disponível em: <http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/unidades-de-conservacao/apa/apa-litoral-norte-do-estado-da-bahia/>. Acesso em: 23 mai. 2023.

INEMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, BAHIA. **Geobahia**. 2019. Disponível em: <http://mapa.geobahia.ba.gov.br/>. Acesso em: 22 fev. 2023.

INEMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, BAHIA. **Plano de ações estratégicas para gerenciamento dos recursos hídricos das bacias Hidrográficas do rio Paraguauçu e do recôncavo norte e Inhambupe**. (PP02B – Relatório de caracterização da bacia Volume III – NT2 – Caracterização Física e Biótica). Governo do Estado da Bahia, dez 2018a. Disponível em: <http://inema.ba.gov.br>. Acesso em: 06 mai.2023.

INEMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, BAHIA. **Programa Monitora**: Relatório anual da campanha, RPGA do Recôncavo Norte e Inhambupe. 2008. Disponível em: <http://inema.ba.gov.br>. Acesso em: 8 mai. 2023.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, p. 659–669, 2009.

MARCHESAN, J. **Análise Espacial Da Fragmentação Florestal em Áreas do Bioma Mata Atlântica Utilizando Linguagem R**. 2017. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. **Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station**. 122 p, v. 351, 1995.

METZGER, J. P.; FONSECA, M. A. D. O uso de modelos em ecologia de paisagens. **Megadiversidade**, v. 3, n.1, 2007.

MOSCHINI, L. E. **Diagnóstico e riscos ambientais relacionados à fragmentação de áreas naturais e semi-naturais da paisagem**. Estudo de caso: município de Araraquara. 2005. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/2128>. Acesso em: 23 mai. 2023.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; ARNELL, A. P.; CONTU, S.; DE PALMA, A.; FERRIER, S.; HILL, S. L. L.; HOSKINS, A. J.; LYSENKO, I.; PHILLIPS, H. R. P.; BURTON, V. J.; CHNG, C. W. T.; EMERSON, S.; GAO, D.; PASK-HALE, G.; HUTTON, J.; JUNG, M.; SANCHEZ-ORTIZ, K.; SIMMONS, B. I.; PURVIS, A. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. **Science**, v. 353, n. 6296, p. 288–291, 2016.

O'NEILL, R. V.; KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D. L.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S. W.; DALE, V. H.; GRAHAM, R. L. Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 3, p. 153–162, 1988.

OLIVEIRA, F. R. de; MENEGASSE, L. N.; DUARTE, U. Impacto ambiental do Eucalipto na recarga de água subterrânea em área de Cerrado, no médio vale do Jequitinhonha, Minas Gerais. 10p. **Águas Subterrâneas**. 10p. 2002. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22677>. Acesso em: 10 mai. 2023.

PEIRÓ, D. F.; SEMPREGOM, T. R. A. D.; SILVEIRA, R. A. D.; HAUEISEN, M. P. Manguezais: estrutura, dinâmica e biodiversidade. 30 jul. 2020. **Projeto bioicos**. Disponível em: <https://www.bioicos.org.br/post/manguezais-estrutura-dinamica-e-biodiversidade>. Acesso em: 7 jun. 2023.

PESSOA, J. **Animais Sinantrópicos na Percepção de Estudantes do Ensino Médio, Estudo de Caso em João Pessoa-PB**. 2020. 76p. Disponível em: https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/19241?locale=pt_BR. Acesso em: 7 jun. 2023.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. D.; SANTOS, A. R. D.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, 2014.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 2010.

RAMOS, M.; CARVALHO, L.; DANTAS, M.; FREITAS, L. **Mapa Geodiversidade do Estado da Bahia**. 2010. Disponível: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23151.56481>. Acesso em: 3 fev. 2023.

RICKETTS. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.

SALGADO, A. A. R.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Impactos da silvicultura de eucalipto no aumento das taxas de turbidez das águas fluviais: o caso de mananciais de abastecimento público de Caeté/MG. **Revista Geografias**, v. 2, n. 1, p. 47–57, 2006.

SCARIOT, A.; DE FREITAS, R. S.; NETO, M. E.; NASCIMENTO, T. M.; DE OLIVEIRA, C. L.; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, C. A.; VILLELA, M. D. Vegetação e Flora. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. (org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003, p. 103-123.

SECULT - SECRETARIA DE CULTURA DO ESTADO DA BAHIA. **Divisão Territorial da Bahia**. 2023. Disponível em: <http://www.cultura.ba.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=314>. Acesso em: 22 mai. 2023.

SEI - SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. **Perfil dos Territórios de Identidade da Bahia**. 2016. Disponível em: https://sei.ba.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=2000&Itemid=284&lang=pt. Acesso em: 22 mar. 2023.

SEI - SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. **SEI - Demografia**. 2022. Disponível em: <https://infovis.sei.ba.gov.br/demografia/>. Acesso em: 22 mai. 2023.

SEI - SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. **Bacias do recôncavo norte e do rio Inhambupe**. 2003. Disponível em: <https://portal.geo.sei.ba.gov.br/portal/apps/sites/#/seigeo/pages/documentos>. Acesso em: 22 mai. 2023.

SEIA - SISTEMA ESTADUAL DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS E DE RECURSOS HÍDRICOS. **Módulo de monitoramento, dados pluviométricos**. 2023. Disponível em: <http://monitoramento.seia.ba.gov.br/login.xhtml>. Acesso em: 24 abr. 2023.

SILVA; LONGO, R. M.; BRESSANE, A.; CARVALHO, M. F. H. D. Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1254–1269, 2019.

SNIRH - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS. **Base para disponibilização das informações sobre águas no Brasil**. 2016. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br>. Acesso em: 25 abr. 2023.

SOMODI, I.; MOLNÁR, Z.; CZÚCZ, B.; BEDE-FAZEKAS, Á.; BÖLÖNI, J.; PÁSZTOR, L.; LABORCZI, A.; ZIMMERMANN, N. E. Implementation and application of multiple potential natural vegetation models – a case study of Hungary. **Journal of Vegetation Science**, v. 28, n. 6, p. 1260–1269, 2017.

SOMODI; EWALD, J.; BEDE-FAZEKAS, Á.; MOLNÁR, Z. The relevance of the concept of potential natural vegetation in the Anthropocene. **Plant Ecology & Diversity**, v. 14, n. 1–2, p. 13–22, 2021.

SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Atlas da Mata Atlântica 2021-2022**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2023. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>. Acesso em: 20 de jul. 2023.

SOUZA, A. T. **Uso de imagem de satélite para determinar extensão da zona de mistura estuarina no estado da Bahia, Brasil**. 2018. 82p. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/27789>. Acesso em: 07 mar. 2023.

STEINGRÖVER, E. G.; GEERTSEMA, W.; WINGERDEN, W. K. R. E. van. Designing agricultural landscapes for natural pest control: a transdisciplinary approach in the Hoeksche Waard (The Netherlands). **Landscape Ecology**, v. 25, n. 6, p. 825–838, 2010.

STEINHARDT, U.; HERZOG, F.; LAUSCH, A.; MÜLLER, E.; LEHMANN, S. **Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation**. p. 237-254, 1999.

TABARELLI, M.; VENCESLAU, A. A.; CEZAR, R. M.; METZGER, J. P. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciencia**, v. 37, n. 2, p. 88–92, 2012.

TEIXEIRA; FERRAZ, L. Q. da S.; VIEIRA, D. A.; TEIXEIRA, A. C. de O.; CAYSER, I. M. Delimitação de unidades geoambientais da bacia hidrográfica do rio Subaúma-BA. **Revista Georaguáia**, v. 9, n. 2, 2019, p. 65-83, 2019.

TREVISAN, D. P. **Análise das variáveis ambientais causadas pelas mudanças dos usos e cobertura da terra do município de São Carlos, São Paulo, Brasil**. 2015. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/7136>. Acesso em: 01 jul. 2023.

WRBKA, T.; ERB, K.-H.; SCHULZ, N. B.; PETERSEIL, J.; HABERL, H. Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. **Land Use Policy**, v. 21, n. 3, p. 289–306. 2004.

ZEE - ZONEAMENTO ECOLÓGICO ECONÔMICO. **Plano de Desenvolvimento Sustentável. Caracterização dos Territórios de Identidade**. 2013a. Disponível em: <http://www.zee.ba.gov.br/>. Acesso em: 21 mai. 2023.

ZEE - ZONEAMENTO ECOLÓGICO ECONÔMICO. **Plano de Desenvolvimento Sustentável. Diagnóstico da vulnerabilidade natural e social**. 2013b. Disponível em: <http://www.zee.ba.gov.br/?cat=8#>. Acesso em: 24 mai. 2023.

ZEE - ZONEAMENTO ECOLÓGICO ECONÔMICO. **Plano de Desenvolvimento Sustentável. Indicação das unidades da paisagem**. 2013c. Disponível em: <http://www.zee.ba.gov.br/>. Acesso em: 25 mai. 2023.

ZINNEN, J.; SPYREAS, G.; ZAYA, D. N.; MATTHEWS, J. W. Niche ecology in Floristic Quality Assessment: Are species with higher conservatism more specialized? **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107078, 2021.

Recebido: 25/04/2025

Aceito: 28/08/2025