



UNIVERSIDADE DO ESTADO DA BAHIA – UNEB
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO
Departamento de Ciências Exatas e da Terra – DCET / *Campus I*
Programa de Pós-Graduação em Estudos Territoriais – PROET

LOYANE BORGES DOS SANTOS

PAISAGEM FAVORÁVEL PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE:
estudo de caso em Camaçari, Bahia, Brasil

SALVADOR – BA
2025

LOYANE BORGES DOS SANTOS

**PAISAGEM FAVORÁVEL PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE:
estudo de caso em Camaçari, Bahia, Brasil**

Dissertação apresentada à Linha de Pesquisa em Planejamento, Ordenamento e Gestão territorial e ambiental do curso de Pós-graduação em Estudos Territoriais (PROET), do Departamento de Ciências Exatas e da Terra I (DCET I), da Universidade do Estado da Bahia (UNEB), como requisito obrigatório para obtenção ao título de mestre em Estudos Territoriais.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Mara Rojane Barros de Matos

Coorientador: Prof. Dr. Gaston Andrés Fernandez Giné

SALVADOR – BA
2025

FICHA CATALOGRÁFICA
Biblioteca Professor Edivaldo Machado Boaventura – UNEB – Campus I
Bibliotecária: Célia Maria da Costa - CRB-5/918

S237p Santos, Loyane Borges dos
Paisagem favorável para conservação da biodiversidade: estudo de caso em Camaçari, Bahia, Brasil / Loyane Borges dos Santos. – Salvador, 2025.

129 f : il.

Orientadora: Mara Rojane Barros de Matos.

Coorientador: Gaston Andrés Fernandez Giné.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) – Universidade do Estado da Bahia. Departamento de Ciências Exatas e da Terra. Campus I. Programa de Pós-Graduação em Estudos Territoriais – PROET, 2025.

Contém referências, apêndices e anexos.

1. Paisagem – Camaçari (BA) – Aspectos ambientais. 2. Solo – Uso – Aspectos ambientais – Camaçari (BA). 3. Biodiversidade – Mata Atlântica – Camaçari (BA). 4. Corredores ecológicos – Camaçari (BA). 5. Ecossistemas – Mata Atlântica – Camaçari (BA). 6. Camaçari (BA) – Condições ambientais. 7. Áreas de conservação de recursos naturais – Camaçari (BA). I. Matos, Mara Rojane Barros de. II. Giné, Gaston Andrés Fernandez. III. Universidade do Estado da Bahia. Departamento de Ciências Exatas e da Terra. Campus I. IV. Título.

CDD: 333.9516098142

LOYANE BORGES DOS SANTOS

**PAISAGEM FAVORÁVEL PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE:
estudo de caso em Camaçari, Bahia, Brasil**

Dissertação apresentada à Linha de Pesquisa em Planejamento, Ordenamento e Gestão territorial e ambiental do curso de Pós-graduação em Estudos Territoriais (PROET), do Departamento de Ciências Exatas e da Terra I (DCET I), da Universidade do Estado da Bahia (UNEB), como requisito obrigatório para obtenção ao título de mestre em Estudos Territoriais.

Salvador, 26 de fevereiro de 2025.

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente



MARA ROJANE BARROS DE MATOS
Data: 25/03/2025 14:28:30-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Mara Rojane Barros de Matos – Orientadora

Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

Doutora em Botânica, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS)

Documento assinado digitalmente



GASTON ANDRÉS FERNÁNDEZ GINE
Data: 19/03/2025 19:23:38-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Gaston Andrés Fernández Giné - Coorientador

Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Doutor em Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo (USP)

Documento assinado digitalmente



EDNICE DE OLIVEIRA FONTES BAITZ
Data: 20/03/2025 09:40:42-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Ednice de Oliveira Fontes Baitz

Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

Doutora em Geografia, Universidade Federal de Sergipe (UFS)

Documento assinado digitalmente



EDILMA NUNES DE JESUS
Data: 19/03/2025 20:06:08-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Edilma Nunes de Jesus

Prefeitura Municipal de Entre Rios – Bahia

Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Sergipe (UFS)

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família pelo apoio incondicional de sempre. Ao meu companheiro e aos meus filhos maravilhosos, pela compreensão diante dos momentos de ausência e pelo incentivo constante para que eu pudesse retomar aquilo que tanto amo. Mãe, tia, irmãs e prima, que, mesmo à distância, sempre foram uma fortaleza em minhas jornadas.

À minha orientadora, por me guiar com sabedoria e dedicação, compartilhando seu conhecimento de forma generosa e cuidadosa. Sou grata pela paciência, carinho e disponibilidade que marcaram nossa parceria ao longo desse caminho.

Ao meu coorientador, pela acolhida calorosa, pela atenção, inspiração e por fazer a ecologia parecer algo mais acessível.

Às professoras Ednice e Edilma, pelo carinho, atenção e valiosas contribuições na avaliação desta pesquisa.

Aos colegas da turma de mestrado 2023 do PROET, cuja energia positiva e diversidade tornaram nossos desafios mais leves e enriquecedores.

A toda a equipe do PROET, pelo acolhimento tão especial e único a cada um de nós, e que nos deu forças para seguir adiante sem hesitar.

E, por fim, àquela força interior que me guia sempre em direção à paz, ao amor e ao bem.

RESUMO

As alterações no uso e cobertura da terra frequentemente resultam em perda, fragmentação e degradação de habitat, sendo uma das principais ameaças à conservação da biodiversidade e à manutenção dos serviços ecossistêmicos essenciais para a saúde humana, qualidade de vida e desenvolvimento econômico. Em alinhamento com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 15 das Nações Unidas, que visa proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, de forma geral, esta pesquisa objetivou propor um cenário favorável para a conservação da biodiversidade no município de Camaçari, Bahia, Brasil, a partir de indicadores estruturais da paisagem e modelagem de corredores ecológicos, utilizando como modelo a espécie ameaçada *Chaetomys subspinosus* (ouriço-preto). Para isso, são analisados indicadores da paisagem, com foco nos habitats florestais, em escala espaço-temporal, incluindo as mudanças no padrão da paisagem, a integridade e conectividade ecológica. O estudo foi realizado em Camaçari, município do litoral norte da Bahia inserido no bioma Mata Atlântica, com área de 785,42 km². Foram utilizados dados do mapeamento de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomas (1990-2023) e ferramentas dos softwares QGIS (Land Cover Change), *Fragstats*, *INVEST* e *LSCorridors*. Os resultados indicam que, apesar do desmatamento de 48,5 km² e aumento da área urbanizada, houve um incremento de 4% na área florestal entre 1990 e 2023. Nesse último ano (aqui tratado como o cenário presente), Camaçari passou a ter 202,58 km² de florestas, dos quais 61,4% são florestas mais maduras e 38,6% estão em estágio inicial ou intermediário de regeneração. No entanto, a paisagem permanece abaixo dos limiares de fragmentação propostos na literatura (abaixo de 30% ou 40%), contendo apenas 26% de cobertura florestal. O aumento do número de fragmentos e bordas e redução do índice de área core indicam um processo contínuo de fragmentação desde 1990. 94% dos fragmentos florestais, em 2023, possuem de 5 a 10 hectares, ocupando apenas 16% da área florestal total. 1,6% dos fragmentos possuem tamanho acima de 50 hectares e ocupa 76,5% da área florestal, apresentando os melhores índices de qualidade de habitat da paisagem. Os três maiores fragmentos da paisagem possuem as formas mais irregulares entre todos os fragmentos. Nenhuma floresta do município possui alta integridade ecológica, comparada a padrões globais. Os múltiplos caminhos de menor custo simulados indicaram alta convergência de rotas, que podem

ser trabalhados para maior percolação da espécie-alvo na região. Um corredor ecológico foi identificado como representativo para o município, ligando fragmentos mais distantes, com importância regional, ao qual deve ser dado maior atenção. A maior parte deste caminho já é composto por floresta, reduzindo custos de implementação, porém com desafios, uma vez que possui partes concentradas em macrozonas urbanas. Pontos críticos formado por pastagem, mosaicos de uso e sistema viário foram identificados, onde ações de restauração florestal e outras medidas de facilitação de passagem da fauna são recomendados. Os resultados indicam que aparentemente as florestas do município tem um grande potencial para a regeneração natural passiva. É necessário fomentar a conservação de todas as florestas da paisagem, especialmente as mais maduras e as com tamanho acima de 50 ha, e garantir a formação de corredor ecológico para uma paisagem favorável à biodiversidade.

Palavras-chave: dinâmica da paisagem; MapBiomas; limiares ecológicos; integridade da paisagem; conectividade ecológica, corredores ecológicos, LSCcorridos.

ABSTRACT

Changes in land use and land cover often result in habitat loss, fragmentation, and degradation, and are one of the main threats to biodiversity conservation and the maintenance of ecosystem services essential for human health, quality of life, and economic development. In alignment with the United Nations Sustainable Development Goal (SDG) 15, which aims to protect, restore, and promote sustainable use of terrestrial ecosystems, in general, this research aimed to propose a favorable scenario for biodiversity conservation in the municipality of Camaçari, Bahia, Brazil, based on structural landscape indicators and modeling of ecological corridors, using the endangered species *Chaetomys subspinosus* (black hedgehog) as a model. For this, landscape indicators are analyzed, focusing on forest habitats, on a spatiotemporal scale, including changes in landscape pattern, integrity, and ecological connectivity. The study was carried out in Camaçari, a municipality on the northern coast of Bahia located in the Atlantic Forest biome, with an area of 785.42 km². Land use and land cover mapping data from the MapBiomass Project (1990-2023) and tools from the QGIS (Land Cover Change), Fragstats, INVEST and LSCorridors software were used. The results indicate that, despite the deforestation of 48.5 km² and the increase in urbanized area, there was a 4% increase in forest area between 1990 and 2023. In the latter year (here treated as the present scenario), Camaçari now has 202.58 km² of forests, of which 61.4% are more mature forests and 38.6% are in the initial or intermediate stage of regeneration. However, the landscape remains below the fragmentation thresholds proposed in the literature (below 30% or 40%), containing only 26% of forest cover. The increase in the number of fragments and edges and the reduction in the core area index indicate a continuous process of fragmentation since 1990. In 2023, 94% of the forest fragments are between 5 and 10 hectares, occupying only 16% of the total forest area. 1.6% of the fragments are larger than 50 hectares and occupy 76.5% of the forest area, presenting the best habitat quality indices in the landscape. The three largest fragments in the landscape have the most irregular shapes among all fragments. No forest in the municipality has high ecological integrity, compared to global standards. The multiple least-cost paths simulated indicated high route convergence, which can be worked on to increase the percolation of the target species in the region. An ecological corridor was identified as representative for the municipality, connecting more distant fragments of regional importance, which should

be given greater attention. Most of this path is already composed of forest, reducing implementation costs, but with challenges, since some parts are concentrated in urban macro-zones. Critical points formed by pasture, land use mosaics and road systems were identified, where forest restoration actions and other measures to facilitate the passage of fauna are recommended. The results indicate that the municipality's forests apparently have great potential for passive natural regeneration. It is necessary to promote the conservation of all forests in the landscape, especially the most mature ones and those larger than 50 ha, and to ensure the formation of an ecological corridor for a landscape favorable to biodiversity.

Keywords: landscape dynamics; MapBiomass; ecological thresholds; landscape integrity; ecological connectivity, ecological corridors, LSCcorridos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de cenário espacial de paisagem ideal para a preservação da vida selvagem florestal.....	28
Figura 2 - Esquema de paisagem com mesma quantidade, configuração e tamanho de habitats e diferentes composições da matriz.....	30
Figura 3 - Diferentes configurações dos habitats na paisagem, com igual quantidade de habitat e mesmo número e tamanho de fragmentos	32
Figura 4 - Mapa de localização e macrozoneamento de Camaçari, 2024.....	36
Figura 5 – Fluxograma das etapas metodológicas.....	46
Figura 6 - Uso e cobertura da terra na paisagem de Camaçari, BA, em 1990, 2000, 2010 e 2023	57
Figura 7 – Categorias de conservação das florestas, em Camaçari, considerando o período de 1990 a 2023	62
Figura 8 - Evolução da área (a), número de fragmentos (n) e perímetro (p) para o período analisado. Os parâmetros são expressos em relação ao valor máximo do parâmetro para os anos de 1990, 2000, 2010 e 2023.....	66
Figura 9 - Área total e área core por classes de tamanho dos fragmentos, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023	73
Figura 10 - Classes de tamanho dos fragmentos florestais, em hectares, em Camaçari, nos anos 1990, 2000, 2010 e 2023.....	74
Figura 11 - Fragmentos florestal com tamanho acima de 50 hectares, em Camaçari, em 2023	76
Figura 12 – Valores das métricas SHAPE, área, área core e número de fragmentos e forma para alguns fragmentos acima de 50 hectares (a escala não foi considerada), em Camaçari, em 2023	77
Figura 13 - Índice de integridade da paisagem florestal de Camaçari, em 2019.....	78
Figura 14 - Qualidade dos habitats na paisagem de Camaçari, em 2023.....	80
Figura 15 - Delimitação da paisagem e borda de seleção de áreas fonte-destino	87
Figura 16 – Ilustração esquemática dos dados geográficos utilizados para a construção do mapa base de uso e cobertura da terra	89
Figura 17 - Ocorrência do <i>Chaetomys subspinosus</i> em Camaçari e áreas adjacentes, em 2024	93

Figura 18 - Localização das áreas fonte-destino com uso e cobertura da terra e mapa de resistência da paisagem para o <i>Chaetomys subspinosus</i> , para Camaçari, para 2023	94
Figura 19 - RSFI dos corredores ecológicos modelados para os 09 pares de áreas st, nos 4 métodos de simulação (MP, MLmin, MLavg e MLmax), na paisagem, para 2023	95
Figura 20 - Corredores de MLmax gerados a partir da conexão de RSFI com valores acima de 50, na paisagem, para 2023	96
Figura 21 – Recortes espaciais para análise dos corredores em Camaçari, em 2023	97
Figura 22 - Uso e cobertura da terra nos corredores simulados, por recorte espacial, em Camaçari, em 2023	98
Figura 23 – Corredor 5-10 nos recortes C e D, em Camaçari, em 2023	101
Figura 24 – Corredor 5-10 nos recortes C e D, com propriedades rurais, em Camaçari, 2023	103
Figura 25 - Locais de intervenção para implantação de estruturas de passagem de fauna nos recortes C e D do corredor 5-10, em Camaçari, em 2023	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Área, em km ² e porcentagem, das classes de uso e cobertura da terra em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023	56
Tabela 2 - Quantificação da transição, em km ² , entre as classes de uso e cobertura da Terra, na paisagem de 1990 e 2023	60
Tabela 3 - Quantificação da transição, em km ² e porcentagem, entre as classes de uso e cobertura da Terra, em Camaçari, em 2023.....	61
Tabela 4 - Índice do maior fragmento da classe Formação Florestal, em porcentagem, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023	65
Tabela 5 – Números de fragmentos e fragmentos core da classe Formação Florestal, em unidades, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023.....	65
Tabela 6 - Área e área core da classe Formação Florestal, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023	68
Tabela 7 - Métrica densidade de borda, em m/ha, da classe Formação Florestal em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023	68
Tabela 8 - Métricas de proximidade/isolamento, adimensional, e agregação, em porcentagem, da classe Formação Florestal, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023	70
Tabela 9 - Número de fragmentos e número de fragmentos core por classes de tamanho dos fragmentos, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023.....	72
Tabela 10 – Valores de sensibilidade dos habitats, pesos e distância do impacto da ameaça e função de decaimento da distância entre habitat e ameaça, para a paisagem de Camaçari, em 2023.....	79
Tabela 11 – Área, em hectares, dos corredores por classe de uso e cobertura da terra, em Camaçari, em 2023.....	99

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1	Indicadores estruturais aplicados à compreensão da paisagem	17
2.2	Paisagem favorável a conservação da biodiversidade	26
2.3	Conectividade ecológica como subsídio à conservação de espécies-alvo	30
3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	36
3.1	Localização e características físicas e bióticas relevantes	36
3.2	Aspectos socioambientais	38
4	ANÁLISE DAS TRANSFORMAÇÕES ESPACIAIS DA PAISAGEM DO MUNICÍPIO DE CAMAÇARI, BAHIA, BRASIL	42
4.1	Introdução	44
4.2	Procedimentos metodológicos	46
4.3	Resultados e discussão	56
4.3.1	Estrutura e mudanças da paisagem	56
4.3.2	Caracterização e mudanças no habitat florestal	64
4.3.3	Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade na paisagem atual de Camaçari, Bahia	75
4.3.4	Integridade da Paisagem de Camaçari, Bahia	77
4.4	Conclusão	81
5	AUMENTANDO A CONECTIVIDADE FLORESTAL: PROPOSTAS DE CORREDORES DE BIODIVERSIDADE EM CAMAÇARI, BAHIA, BRASIL, USANDO O OURIÇO-PRETO (<i>Chaetomys subspinosus</i>) COMO ESPÉCIE MODELO	83
5.1	Introdução	85
5.2	Procedimentos metodológicos	86
5.3	Resultados e discussão	92
5.4	Conclusão	106
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	108
	REFERÊNCIAS	110

1 INTRODUÇÃO

Pesquisas recentes indicam que a perda, fragmentação e degradação de habitats têm reduzido o tamanho das populações e aumentado seu isolamento, podendo causar a extinção local de espécies. Esse problema é especialmente preocupante em florestas tropicais, como a Mata Atlântica, um dos biomas mais ricos em biodiversidade e também um dos mais ameaçados (Fundação SOS Mata Atlântica, 2024).

Este cenário compromete a manutenção dos serviços ecossistêmicos de suporte (Chase *et al.*, 2020; Vancine *et al.*, 2023), que são essências para a saúde, qualidade de vida humana e desenvolvimento econômico.

Diante deste desafio, o planejamento do uso e cobertura da terra se apresenta como um instrumento para subsidiar propostas e medidas de conservação de habitats naturais para proteger a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos.

Camaçari, município baiano da Região metropolitana de Salvador, no Litoral Norte da Bahia, está inteiramente inserido no Bioma Mata Atlântica (IBGE, 2020; Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2023).

O município abriga diversas fitofisionomias e ecossistemas associados, como Restinga litorânea, Manguezais, Florestas Ombrófila Densa e Encraves de Cerrado (Savana), além de Brejos e Áreas úmidas (IBGE, 2018). Apesar da existência de áreas protegidas legalmente, como áreas de preservação permanente, reservas legais e vegetação em estágio médio ou avançado de regeneração, as alterações antrópicas no uso e cobertura da terra têm gerado sérios impactos na manutenção dos habitats naturais.

Uma das estratégias para mitigar esses impactos é considerar espécies guarda-chuva na conservação da biodiversidade é uma estratégia para enfrentar esse problema, já que manter as condições para a manutenção daquelas espécies viabiliza manter condições favoráveis para muitas outras espécies. Em Camaçari, um mamífero arborícola com baixa capacidade de dispersão está nas Listas Nacional e Internacional de espécies ameaçadas de extinção, classificada como vulnerável. O *Chaetomys subspinosus* (ouriço preto) é uma espécie endêmica da Mata Atlântica brasileira.

O Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) nº 15 (United Nations

(ONU), 2015), que trata da vida terrestre, visa proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, travar e reverter a degradação dos solos e travar a perda da biodiversidade. Em consonância com este ODS, esta pesquisa busca subsidiar o planejamento ambiental municipal para a conservação das florestas de Camaçari, por meio da quantificação do padrão da paisagem, utilizando indicadores estruturais da paisagem em escala espaço-temporal, assim como análise dos habitats sob a perspectiva da sua integridade e conectividade ecológica.

As mudanças na cobertura e uso da terra, impulsionadas por atividades como expansão agrícola, urbanização e desmatamento, têm gerado impactos negativos diretos e indiretos sobre a qualidade e continuidade do habitat, especialmente às espécies associadas aos ambientes florestais, trazendo grandes desafios para gestores preocupados com a conservação ambiental e sustentabilidade.

Compreender a relação entre cobertura da terra, por meio da ecologia da paisagem, contribui para o entendimento dos impactos sobre a biodiversidade, podendo subsidiar políticas públicas de conservação de habitats.

Cenários de paisagem favoráveis à conservação da biodiversidade têm sido propostos, baseados em limiares ecológicos. Os limiares ecológicos são pontos críticos de mudanças na estrutura da paisagem, principalmente na disponibilidade (qualidade e conectividade) de habitats, a partir dos quais há mudanças bruscas nos processos ecológicos, reduzindo a capacidade da paisagem em sustentar a biodiversidade.

Limiars ecológicos apresentam grandes variações entre regiões, grupos taxonômicos, métricas e escalas utilizadas (ou até mesmo pode não existir), porém para grande parte dos grupos taxonômicos dependentes de florestas tropicais, mudanças abruptas na biodiversidade ocorrem quando a paisagem atinge valores menores do que 25 a 30% de cobertura florestal (Mariano-Neto; Santos, 2023; Pinto Leite *et al.* 2018). Assim, alguns pesquisadores defendem a manutenção mínima de 30 a 40% da cobertura florestal na paisagem para conservar a biodiversidade, os processos ecológicos e serviços ecossistêmicos (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020; Andrén, 1994; Fahrig, 2003).

As propostas de cenários de paisagens favoráveis à biodiversidade buscam também facilitar a movimentação dos organismos e das espécies entre os habitats, a conectividade ecológica, visando promover intercâmbio genético e fluxos ecológicos,

como polinização, dispersão de sementes, troca genética, disponibilidade de recursos e migrações, cruciais para a sobrevivência das espécies e de metapopulações e para a resiliência dos ecossistemas.

Assim, partindo do problema global de perda, fragmentação, isolamento e degradação de habitats, frequentemente observado nos municípios brasileiros, especialmente da Mata Atlântica, o objetivo geral desta pesquisa foi propor um cenário favorável para a conservação da biodiversidade no município de Camaçari, Bahia, Brasil, a partir de indicadores estruturais da paisagem e modelagem de corredores ecológicos.

Os objetivos específicos foram: 1. analisar e caracterizar, espacial e temporalmente, os padrões e mudanças do uso e cobertura da terra no município de Camaçari, Bahia, as implicações da fragmentação e perda de habitat florestal, buscando identificar os remanescentes florestais com melhor integridade ecológica na paisagem; 2. propor aumento da conectividade funcional, por meio da criação de corredores ecológicos, utilizando múltiplos caminhos de menor custo, tendo como modelo a espécie ameaçada *Chaetomys subspinosus* (ouriço-preto), mamífero arborícola, e apontar medidas e ações factíveis necessárias para tornar a paisagem mais permeável e favorável à biodiversidade florestal.

Além de uma parte introdutória contendo o referencial teórico e a descrição da área de estudo, a dissertação está dividida em dois capítulos, organizados de acordo com os objetivos específicos acima descritos. O primeiro capítulo é intitulado “Análise espacial das transformações da paisagem de Camaçari, Bahia, Brasil” e o segundo intitulado “Aumentando a conectividade florestal: propostas de corredores de biodiversidade em Camaçari, Bahia, Brasil, usando como modelo a espécie *Chaetomys subspinosus* (ouriço-preto).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Indicadores estruturais aplicados à compreensão da paisagem

Tambosi (2014) afirma que a adoção de estratégias espacialmente explícitas e a incorporação da dinâmica da paisagem, para melhor gestão dela, são essenciais para maximizar a disponibilidade de habitat. Essa disponibilidade considerando tanto a quantidade do habitat quanto a distribuição espacial dos habitats.

Tendo em vista que a ecologia da paisagem é amplamente fundamentada na ideia de que a padronização dos elementos da paisagem influencia fortemente as características ecológicas, a capacidade de quantificar a estrutura da paisagem é um pré-requisito para o estudo da função e mudança da paisagem (McGarigal; Marks, 1995). Assim, essa quantificação tem recebido atenção considerável desde o início dos anos 1980 (Gergel; Tunner, 2017).

A composição e a configuração são elementos fundamentais para avaliação da paisagem e da qualidade de habitats (McGarigal *et al.*, 2012). Esses elementos podem ser medidos por meio de índices e métricas, que permitem a comparação e a identificação das principais diferenças entre as paisagens ao longo do tempo. Além disso, as métricas ajudam a determinar as relações entre os padrões da paisagem e os processos funcionais (Valente, 2005).

Botequilha-Leitão e Ribeiro (2021) apresentaram as métricas mais utilizadas, fazendo uma distinção entre métricas estruturais e funcionais. As métricas estruturais avaliam a composição e configuração da paisagem sem considerar os processos ecológicos, enquanto as métricas funcionais analisam o padrão da paisagem levando em conta os processos ecológicos.

As métricas devem ser analisadas em um contexto integrado e cauteloso para não incorrer em análises errôneas. Por exemplo, adicionar manchas de habitat ou elementos lineares para restaurar a conectividade funcional pode ser interpretado por algumas métricas de configuração como um ligeiro aumento na fragmentação (Villard; Metzger, 2014). Essa complexidade pode ser observada na análise das paisagens, que pode ser realizada em três níveis, dependendo do objetivo do estudo.

No nível do fragmento, analisam-se características como área, forma e proximidade dos vizinhos. No nível da classe, a análise foca na área, número e densidade dos fragmentos. Já no nível da paisagem, a abordagem envolve a

combinação das métricas anteriores, além de outros aspectos, como a riqueza de espécies e a proporção das classes (Ribeiro *et al.*, 2021). Há uma quantidade muito grande de métricas e para cada métrica ou conjunto de métricas há justificativas de uso (McGarigal, 2023).

No entanto, na maior parte das análises e aplicações dessas métricas, utiliza-se apenas um conjunto restrito, o qual é suficiente para se conectar aos critérios ecológicos essenciais e relevantes (Lang; Blaschke, 2009). Metzger (1998) correlacionou componentes simples da paisagem, como tipo de fragmento, número, área, forma e efeito de borda à melhor compreensão da diversidade

Assim, é apropriado reduzir a análise a um conjunto representativo de poucas métricas, sendo as categorias mais comuns em estudos, do ponto de vista ecológico espacial, conforme McGarigal; Marks (1995) e McGarigal (2002): área, borda, forma, área central, subdivisão e proximidade.

Essas métricas muitas vezes estão relacionadas, podendo indicar cenários mais ou menos favoráveis à conservação da biodiversidade. Por exemplo, a proporção de um fragmento florestal afetada pelos efeitos de borda está relacionada ao tamanho e formato do fragmento. De maneira geral, fragmentos menores e de formato mais irregular tendem a apresentar uma área maior afetada por efeitos de borda (Malvido; Arroyo-Rodríguez, 2008).

A métrica de área é a medida da estrutura da paisagem de mais fácil interpretação e a mais difundida e, por isso, talvez a mais importante, sendo uma métrica de composição de muito simples interpretação e útil para descrever o padrão espacial de diferentes paisagens (Botequilha-Leitão e Ribeiro, 2021). Ela é fundamental para quantificar as mudanças do padrão de uso e cobertura da terra.

A quantidade de área de habitats na paisagem possui tanta importância que representa um indicador do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) nº 15, das Nações Unidas (ONU) (United Nations, 2015). Trata-se do Indicador 15.1.1, referindo-se a proporção da área total do território ocupada por florestas, e relacionando essa área com a meta de assegurar a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços, em especial florestas, zonas úmidas, montanhas e terras áridas, em conformidade com as obrigações decorrentes dos acordos internacionais.

Apesar de simples, as métricas de área são cruciais, inclusive porque estão relacionadas com a maioria, senão todas, as métricas de configuração da paisagem

(Volotão, 1998; Fahrig, 2003; Villard; Metzger, 2014; McGarigal, 2023). Elas permitem saber quanto de habitat existe em uma paisagem (McGarigal; Marks, 1995), sendo essa quantidade relacionada positivamente com a riqueza de espécies e o número de indivíduos que uma paisagem pode suportar (Volotão, 1998; Fahrig, 2003; McGarigal; Marks, 1995; Pardini *et al.*, 2010).

As métricas de bordas representam bem a configuração da paisagem, embora não sejam espacialmente explícitas (McGarigal; Marks, 1995). A quantidade total de bordas está relacionada a vários fenômenos ecológicos, sendo considerado um aspecto importante nas investigações ecológicas, especialmente pelo efeito de borda (Volotão, 1998). A fragmentação aumenta a quantidade de borda (Malvido; Arroyo-Rodríguez, 2008), impactando em mudanças na abundância e na distribuição de espécies.

Nas bordas ocorrem alterações nos fatores abióticos como radiação, vento, temperatura, luminosidade, umidade, mudanças na composição de nutrientes, favorecendo o estabelecimento de espécies diferentes (Broadbent *et al.*, 2008; Scariot *et al.*, 2003), principalmente espécies pioneiras. Por sua vez, quanto maior for a proporção de borda de um fragmento, menor será a área núcleo proporcional ao tamanho do fragmento (Scariot *et al.*, 2003).

O efeito de borda pode ser definido como a interação de dois ecossistemas adjacentes separados por uma transição abrupta (Malvido; Arroyo-Rodríguez, 2008). As bordas dos fragmentos são as áreas mais alteradas de um fragmento, e a profundidade de penetração dos efeitos de borda varia amplamente, de dezenas de metros a vários quilômetros (Laurence *et al.*, 1991 *apud* Scariot *et al.*, 2003). As bordas da floresta podem controlar o fluxo de organismos entre habitats florestais e não florestais, além de servir como o ponto de entrada de influências externas, como fogo e a invasão de espécies exóticas, incluindo patógenos, na floresta remanescente (Malvido; Arroyo-Rodríguez, 2008).

Os efeitos de borda devem ser analisados a partir de uma perspectiva centrada no organismo, já que influenciam os organismos de maneiras diferentes (McGarigal; Marks, 1995). Nem todas as bordas são necessariamente prejudiciais para todas as espécies nativas, especialmente quando as bordas são graduais ou de baixo contraste estrutural, como é o caso das florestas secundárias desenvolvidas (Malvido; Arroyo-Rodríguez, 2008).

Mudanças na forma dos fragmentos resultam em aumento ou redução da

quantidade de habitat de borda (Odum; Barrett, 2007). A forma afeta diretamente a relação entre o perímetro e a área desse fragmento (McGarigal; Marks, 1995). Segundo Lang e Blaschke (2009) a maioria das métricas relativas à forma baseia-se na combinação de área e perímetro, relacionado a forma de um fragmento como grau de desvio da forma otimizada.

O índice de forma (SHAPE), adimensional proposto por Forman e Gordon (1986), avalia a complexidade da forma do fragmento de vegetação em relação a uma feição padrão, o círculo. Assim, quanto maior o valor desse índice, mais a forma do fragmento se distancia da morfologia redonda (Fonseca *et al.*, 2016). O quadrado também é uma forma padrão utilizada (McGarigal; Marks, 1995).

As áreas núcleo ou core representam as áreas internas de unidades espaciais (Lang; Blaschke, 2009). Mudanças na forma dos fragmentos também influenciam o número e o tamanho da área core (área central). Formas mais regulares maximizam a área core (Odum; Barrett, 2007).

As áreas core são menos influenciadas ou não afetadas pelos efeitos de borda (Ribeiro *et al.*, 2021). No interior dos fragmentos de vegetação, são observadas condições de estabilidade, principalmente para espécies sensíveis aos efeitos perturbadores de borda, o que é válido para processos bióticos e abióticos (Metzger, 2006). Para definição da área core é determinada uma distância da borda para o interior do fragmento, correspondente a largura do efeito de borda admitida para uma espécie em estudo (Lang; Blaschke, 2009; Ribeiro *et al.*, 2021). Assim, a área core é afetada pela interação do tamanho e forma do fragmento e da largura da borda considerada (McGarigal; Marks, 1995).

Outra métrica importante é o número de fragmentos, a nível de paisagem ou de classe, medida simples e de fácil interpretação. Ela apresenta informações sobre o nível de fragmentação, mas é limitada se não for analisada em conjunto com outras métricas (Ribeiro *et al.*, 2021).

Em relação a configuração espacial, os fragmentos podem ocorrer em distribuições grandes, agregadas ou "contagiosas", podendo usar o termo "agregação" como um termo genérico para descrever vários conceitos intimamente relacionados: 1) dispersão, 2) interspersão, 3) subdivisão e 4) isolamento (McGarigal; Marks, 1995).

Malvido e Arroyo-Rodríguez (2008) afirmam que a distância entre os fragmentos florestais remanescentes e a área florestal contínua é importante para a

manutenção da biodiversidade, visto que a capacidade de dispersão de várias espécies pode ser afetada pelo aumento do isolamento. Estudos indicam que a distância entre fragmentos influencia significativamente a mobilidade e a sobrevivência de diversas espécies.

Espécies com mobilidade limitada ou que necessitam de ambientes específicos podem ser prejudicadas por distâncias mais longas, pois não conseguem percorrer essas áreas abertas ou desmatadas. Normalmente, distâncias superiores a 100 metros entre fragmentos podem representar barreiras significativas, especialmente para espécies com capacidades de dispersão reduzidas.

Awade e Metzger (2008) observaram que algumas espécies de aves de sub-bosque evitam cruzar áreas abertas com distâncias superiores a 40 metros. Além disso, Almeida (2008) classificou distâncias de 60, 120, 200 e mais de 200 metros entre fragmentos como de baixo, médio, alto e muito alto isolamento, respectivamente, destacando que distâncias maiores podem prejudicar o fluxo gênico e a colonização entre populações.

Esses achados sugerem que distâncias menores que 100 metros entre fragmentos podem, em alguns casos, facilitar a movimentação e a dispersão de espécies, enquanto distâncias maiores podem representar barreiras significativas, especialmente para espécies com mobilidade reduzida ou exigências específicas de habitat.

Os impactos negativos do isolamento podem ser mitigados em cenários onde pequenos fragmentos estão distribuídos entre fragmentos maiores, desempenhando o papel de 'trampolins' que facilitam a movimentação de diversas espécies. Outra estratégia eficaz é a conexão de áreas ou fragmentos florestais por meio de corredores biológicos, formados pela vegetação remanescente, que promovem a continuidade do fluxo de espécies. Além disso, a matriz ao redor dos fragmentos influencia significativamente a dispersão, uma vez que certas espécies utilizam alguns tipos de matriz de forma mais eficaz do que outras (Malvido; Arroyo-Rodríguez, 2008).

O índice de proximidade (PROX), desenvolvido por Gustafson e Parker (1992) *apud* McGarigal e Marks (1995), tem sido amplamente utilizado por avaliar não apenas a distância entre fragmentos ou o grau de isolamento entre eles, como faz o índice do vizinho mais próximo, mas também por considerar a área dos diferentes fragmentos da classe. Esse índice leva em conta se os fragmentos estão distribuídos de forma mais dispersa ou mais agregada (Lang; Blaschke, 2009), em um raio de busca em

torno do fragmento focal.

O índice de proximidade deve ser analisado considerando o contexto espacial de uma mancha de habitat em relação aos seus vizinhos, distinguindo entre distribuições esparsas de pequenas manchas de habitat e configurações onde o habitat forma um agrupamento mais complexo de manchas maiores (Gustafson; Parker, 1992, *apud* McGarigal; Marks, 1995). Dessa forma, altos valores do índice de proximidade estão associados a uma vizinhança composta por grandes fragmentos próximos uns dos outros (Lang; Blaschke, 2009).

A análise temporal das métricas da paisagem está intimamente ligada à dinâmica e à integridade da paisagem, pois permite identificar mudanças e avaliar cenários relacionados a ameaças e à conservação de habitats (Karr *et al.*, 2021). Quando realizada em escala local, essa análise se torna crucial para priorizar áreas destinadas à conservação da biodiversidade e à restauração ecológica (Ferraz *et al.*, 2014).

As mudanças observadas na paisagem podem resultar em um aumento líquido de habitat, devido à perda de áreas de habitats antigos, ao mesmo tempo em que ocorre o aumento de áreas de habitats novos, provenientes da regeneração (Lira *et al.*, 2012). A identificação de fragmentos remanescentes para aumentar a conectividade de fragmentos mais antigos é um conceito alinhado com a pesquisa de Tambosi (2014), que enfatiza a importância de estratégias espacialmente explícitas e a incorporação da dinâmica da paisagem para a gestão e restauração da biodiversidade.

Bogaert *et al.* (2004) afirmaram que as mudanças na estrutura espacial da paisagem frequentemente apresentam configurações comuns, especialmente quando são resultado de processos de transformação da terra causados pelas atividades humanas. Essas alterações podem ajudar a prever o funcionamento dos ecossistemas e a planejar cenários para diferentes paisagens. Os autores identificaram os principais processos responsáveis pela alteração do padrão da paisagem, como agregação, atrito, criação, deformação, dissecação, ampliação, fragmentação, perfuração, deslocamento e encolhimento. Além disso, propuseram um algoritmo, baseado em árvore de decisão, para detectar esses processos espaciais, utilizando três parâmetros que devem ser medidos antes e depois da transformação da paisagem: área, comprimento do perímetro e número de fragmentos.

Outro conceito importante é o de integridade da paisagem que emergiu como

um tema central na ecologia da paisagem, impulsionado por uma compreensão crescente da interconexão e interdependência dos elementos que compõem os ecossistemas, adotando uma visão holística da paisagem (Forman; Godron, 1986). Eles destacam que a saúde e a resiliência dos ecossistemas exigem uma compreensão da análise espacial dos padrões e processos ecológicos a nível de paisagem (Forman; Godron, 1986; MEA, 2005; Wu; Hobbs, 2007).

A integridade pode ser definida como a condição de estar inteiro ou intacto. A avaliação da integridade ecológica considera índices específicos que englobam tanto aspectos ambientais quanto impactos antrópicos.

Nesse contexto, a integridade ecológica (IE) é um conceito fundamental na gestão de recursos naturais e na proteção ambiental (Andreasen *et al.*, 2001; Mackey *et al.*, 2023). Assim, a análise da integridade ecológica em nível de paisagem pode, por exemplo, identificar áreas de alta integridade que necessitam de proteção (Mackey *et al.*, 2023). A conservação da integridade da paisagem é essencial para a manutenção da biodiversidade, a regulação dos ciclos globais de carbono, água e nutrientes, além da oferta de serviços ecossistêmicos fundamentais, como a polinização e a recreação (MEA, 2005; Daily *et al.*, 2009; Mackey *et al.*, 2023).

Forman (1995) associa a IE à capacidade de uma paisagem, seja natural ou modificada, de manter suas características originais. Martin e Proulx (2020) destacam que o termo tem sido utilizado para descrever o estado de ecossistemas e paisagens sujeitos a alterações e pressões humanas.

O conceito de integridade ecológica foi desenvolvido para abranger um conjunto de métricas que indicam quando e onde os sistemas vivos foram impactados pela atividade humana (Karr *et al.*, 2021). Para identificar os principais atributos da integridade ecológica, é necessário definir ecossistemas ou paisagens de maneira espacialmente explícita (Wurtzebach & Schultz, 2016).

A fragmentação, o isolamento e a conectividade ecológica são fatores cruciais na análise da integridade da paisagem, pois refletem a continuidade dos habitats e a mobilidade das espécies. Nesse sentido, métodos para mensurar e avaliar a integridade da paisagem focam na quantificação da influência humana, incorporando variáveis como uso da terra, estado da vegetação e configuração dos ecossistemas naturais.

A primeira medida global de integridade ecológica para todas as florestas foi desenvolvida por 47 especialistas florestais, utilizando computação em nuvem e

grandes conjuntos de dados inéditos (Global Forest Watch (GFW), 2024). O *Forest Landscape Integrity Index* (FLII) – Índice de Integridade da Paisagem Florestal, fornece uma ferramenta consistente para medir a integridade florestal.

O FLII integra informações sobre a extensão florestal, pressões humanas observadas e inferidas (aquelas associadas a partir da proximidade às pressões observadas) e alterações na conectividade florestal (Grantham *et al.*, 2020), conforme equação (1), utilizando álgebra de mapas com conjuntos de dados espacialmente explícitos.

$$FLII_i = \left[\frac{M}{n} \right] (n - (n, [P_i + Q_i + LFC_i])) \quad (1)$$

Onde:

P = pressões humanas observadas

Q = pressões humanas inferidas

LFC = perda da conectividade florestal

n = valor fixo definido em função da soma dos componentes p , Q e LFC

M/n = constante arbitrária

É necessário calcular a extensão florestal e comparar com o mapeamento anual da perda de cobertura vegetal no período estudado. O valor referente às pressões humanas observadas (P) foi calculado, por pixel, como a soma ponderada do impacto da infraestrutura, agricultura e desmatamento do período, para diferentes tipos e intensidade de impactos.

As pressões inferidas (Q) devem incluir dados sobre interações microclimáticas e de espécies relacionadas com a criação de bordas florestais e uma variedade de pressões antrópicas intermitentes ou transitórias. Os impactos coletivos e cumulativos desses efeitos inferidos são modelados através de sua associação espacial com a pressão humana observada, em pixels próximos, com declínio na intensidade do efeito de acordo com a distância.

Por fim, a perda da conectividade é calculada a partir da configuração da floresta perdida (LFC), comparando a configuração atual da extensão da floresta com a configuração potencial, que a floresta teria sem a modificação antropogênica. Grantham *et al.* (2020) detalham as álgebras de mapas dos índices P , Q e LFC .

Maiores valores de P , Q e LFC representam condições mais modificadas das florestas e então, menores valores do FLII, conforme equação (1). O estudo de Grantham *et al.* (2020), com resolução de 300 m, classificou as florestas em três categorias, baixa, média e alta integridade, de acordo com a pontuação do FLII: de 0

a 6,0; entre 6,0 e 9,6; e acima 9,6, respectivamente.

A integridade florestal está relacionada à saúde das florestas que ainda estão de pé, incluindo sua habilidade de armazenar carbono, proteger a biodiversidade e oferecer benefícios econômicos e sociais (GFW, 2024), assim como está diretamente ligada aos níveis de ameaça das espécies e dos ecossistemas (GRANTHAM *et al.*, 2020; PILLAY *et al.*, 2022).

Os dados integrados no FLII fornecem uma ferramenta transparente e confiável para o estabelecimento de objetivos quantitativos, elaboração de planos baseados em evidências, fortalecimento do monitoramento e conservação e restauração da integridade ecológica das florestas (GFW, 2024).

Assim como no FLII, o uso de geotecnologias e softwares de modelagem de cenários espaciais tem sido amplamente empregado na medição da qualidade dos habitats e da integridade da paisagem, por meio da análise do grau de pressão e modificação da paisagem e habitats.

Uma dessas ferramentas é o *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs* (INVEST®) (Stanford University, 2024), programa livre e de código aberto, projetado para subsidiar decisões sobre a gestão dos recursos naturais. Ele fornece informações sobre como as mudanças nos ecossistemas podem impactar os serviços ecossistêmicos (Natural Capital Project, 2024).

Enquanto a integridade da paisagem se refere à condição geral da paisagem - abrangendo fatores como estrutura, conectividade, diversidade e interação dos elementos presentes, a qualidade do habitat está relacionada à disponibilidade de recursos essenciais como alimento e abrigo, bem como na capacidade do habitat de sustentar populações ao longo do tempo. Ambas estão intimamente ligadas à proximidade e intensidade de pressões e modificações causadas por atividades humanas.

O modelo de Qualidade de Habitat do INVEST é baseado na premissa de que os padrões de biodiversidade são inerentemente espaciais e representam um serviço de apoio a outros serviços ecossistêmicos (MEA, 2005). Assim, o modelo combina informações sobre uso e cobertura da terra para produzir mapas de qualidade, degradação e raridade de habitat (Natural Capital Project, 2024).

A qualidade do habitat refere-se à capacidade do ecossistema de oferecer condições adequadas para a sobrevivência, reprodução e persistência de indivíduos e espécies. Habitats de alta qualidade são relativamente intactos e possuem estrutura

e função dentro de uma faixa de variabilidade natural.

Sob essa perspectiva, integridade da paisagem e a qualidade do habitat natural estão interligadas e desempenham papéis cruciais na conservação da biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas. Paisagens com alta integridade tendem a conter habitats naturais de melhor qualidade. Por isso, avaliações da qualidade do habitat em uma paisagem podem subsidiar análises da integridade da paisagem.

O modelo de Qualidade de Habitat do INVEST também permite avaliar a raridade relativa dos habitats na paisagem, independentemente da qualidade (Natural Capital Project, 2024). A raridade relativa de um tipo de uso e cobertura da terra (ou habitat) em uma paisagem atual ou projetada é avaliada em relação a um mapa de uso e cobertura da terra de linha de base.

Um tipo de uso da terra considerado raro em um mapa atual ou projetado que também é raro em estado de referência na paisagem (a linha de base) provavelmente não estará em perigo crítico de desaparecimento, enquanto um tipo raro em um mapa atual ou projetado que era abundante no passado (linha de base) está em risco (Natural Capital Project, 2024). A raridade do habitat pode ser quantificada com a razão entre as extensões atuais ou projetadas e passadas (linha de base) de cada tipo de uso da terra.

2.2 Paisagem favorável a conservação da biodiversidade

A ecologia da paisagem estuda a estrutura espacial e funcional da paisagem, bem como as mudanças que ocorrem nela (Metzger, 2001). Modificações nos padrões de organização espacial (estrutura) influenciam no funcionamento (processos ecológicos e culturais) (Metzger, 2021). Estas três características - estrutura, função e mudanças - são cruciais e devem ser consideradas (Forman; Godron 1986; Turner 1989; Urban *et al.*, 1998).

Martins *et al.* (2004) corroboram essa visão ao afirmar que, na paisagem, os fatores ambientais são coordenados entre si e funcionam de maneira dinâmica e organizada no espaço. Nesse sentido, o entendimento das interações do homem com seu ambiente é imprescindível para soluções sustentáveis de uso da terra que considerem a conservação da biodiversidade e a saúde humana (Ribeiro *et al.*, 2021).

Diversos autores afirmam que a perda florestal é uma das principais causas do declínio global da biodiversidade (Bender; Contreras; Fahrig, 1998; Fahrig, 2001;

Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). A importância da biodiversidade para a saúde, qualidade de vida e desenvolvimento humano e economia está bem estabelecida, sendo objeto de acordos e compromissos internacionais (King *et al.*, 2021). Ela é fundamental para manter o funcionamento do ecossistema, por meio dos processos ecológicos (Hooper *et al.*, 2005) e, por sua vez, fornecer indiretamente um amplo conjunto de serviços ecossistêmicos que beneficiam as pessoas (MEA, 2005; Andrade *et al.*, 2009; Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES), 2019; Assis *et al.*, 2023).

A estrutura e os processos ecológicos influenciam e são influenciados entre si. Ao analisar a estrutura, podem ser feitas inferências úteis sobre os processos (Coulson *et al.*, 1999 *apud* Bogaert *et al.*, 2004) e conseqüentemente sobre a biodiversidade. Forman (1995) relacionou a manutenção da resiliência ecológica (incluindo a biodiversidade) e as necessidades humanas básicas por gerações com paisagens sustentáveis.

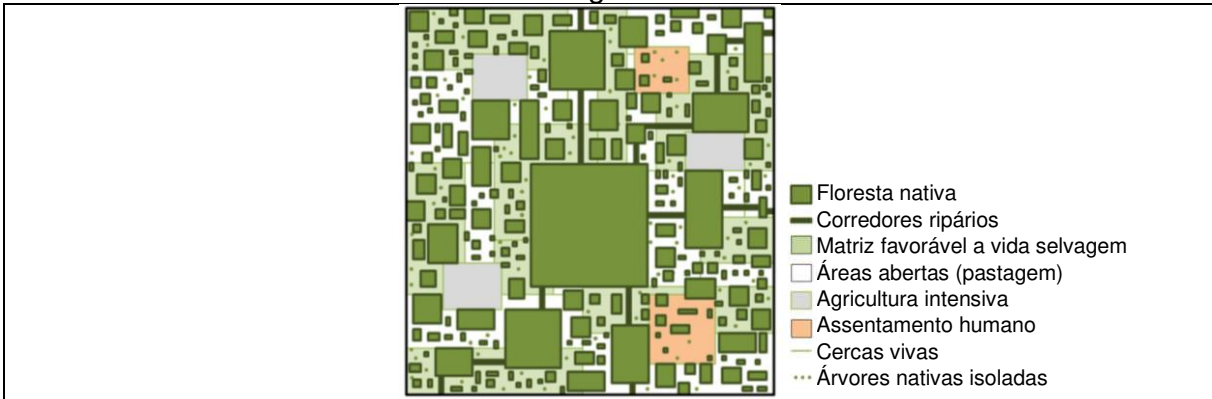
Conhecer como a interação entre padrões e processos ecológicos na paisagem acontecem e se interrelacionam, permite então avaliar possibilidades de planejar, desenhar e construir paisagens favoráveis à conservação da biodiversidade, descritas por Arroyo-Rodríguez *et al.* (2020).

Para estes autores, há uma relação direta de benefícios importantes para as comunidades biológicas com o aumento da cobertura florestal na paisagem, a saber, no tamanho da população, na diversidade genética e na persistência de espécies florestais, maximizando a manutenção dos serviços ecossistêmicos e melhoria do bem-estar humano.

Avaliando a quantidade mínima de floresta necessária para a persistência das espécies focais, Arroyo-Rodríguez *et al.* (2020) defendem a manutenção de que pelo menos 40% da área florestal para garantir com segurança a persistência da maioria das espécies florestais, no caso das paisagens com matriz de baixa qualidade ou nos trópicos.

Os autores citados ampliam o valor mínimo citado por Andrén (1994) e Fahrig (2003), de 30%. Além disso, eles sugerem ainda, que destes 40% de paisagem com florestas conservadas, 10% sejam mantidos em um único ou poucos fragmentos e os outros 30% estejam distribuídos uniformemente em fragmentos menores dispersos na paisagem (Figura 1).

Figura 1 - Esquema de cenário espacial de paisagem ideal para a preservação da vida selvagem florestal



Fonte: Arroyo-Rodríguez *et al* (2020).

Metzger (2010) e Pardini *et al.* (2010) discutem a relação entre a quantidade de habitat disponível e a persistência das espécies, destacando que determinadas proporções de habitat em uma paisagem podem desencadear mudanças nos sistemas ecológicos. Esses pontos críticos são conhecidos como limiares ecológicos, sendo classificados em três principais categorias: limiar de fragmentação, limiar de extinção e limiar de percolação.

Os limiares dependem principalmente das características da paisagem e da tolerância ou sensibilidade das espécies à perda do habitat (Volotão, 1998; Villard; Metzger, 2014). As modificações que ocorrem nos processos ecológicos a partir dos limiares ecológicos, levam a uma redução na capacidade da paisagem de sustentar diversidade biológica (Metzger, 2010).

Pardini *et al.* (2010) apontam que a quantidade total de vegetação nativa remanescente é a principal característica das paisagens antropogênicas com potencial para causar mudanças irreversíveis nos sistemas ecológicos. Esse fator é considerado essencial na gestão da paisagem, influenciando outras variáveis que afetam sua resiliência (Andrén, 1994).

Nos limiares ecológicos, ocorrem mudanças abruptas na estrutura da paisagem, incluindo a redução do tamanho dos fragmentos, o aumento do número de fragmentos (fragmentação) e o maior isolamento entre eles, resultando na perda de conectividade (Metzger, 2010). Além disso, essas alterações impactam a composição das espécies presentes na área (Andrén, 1994).

Rigueira e Mariano-Neto (2015) identificaram a perda de dois grupos de plantas, Myrtaceae e Sapotaceae, mesmo com uma redução relativamente pequena da vegetação nativa. Segundo os autores, esse fenômeno pode estar associado aos

efeitos combinados da redução das florestas e da fragmentação, que aumentam o isolamento entre os fragmentos. Como consequência, há uma limitação na movimentação dos organismos responsáveis pela polinização e dispersão de sementes dessas árvores, comprometendo a viabilidade das populações e favorecendo condições que levam às extinções locais.

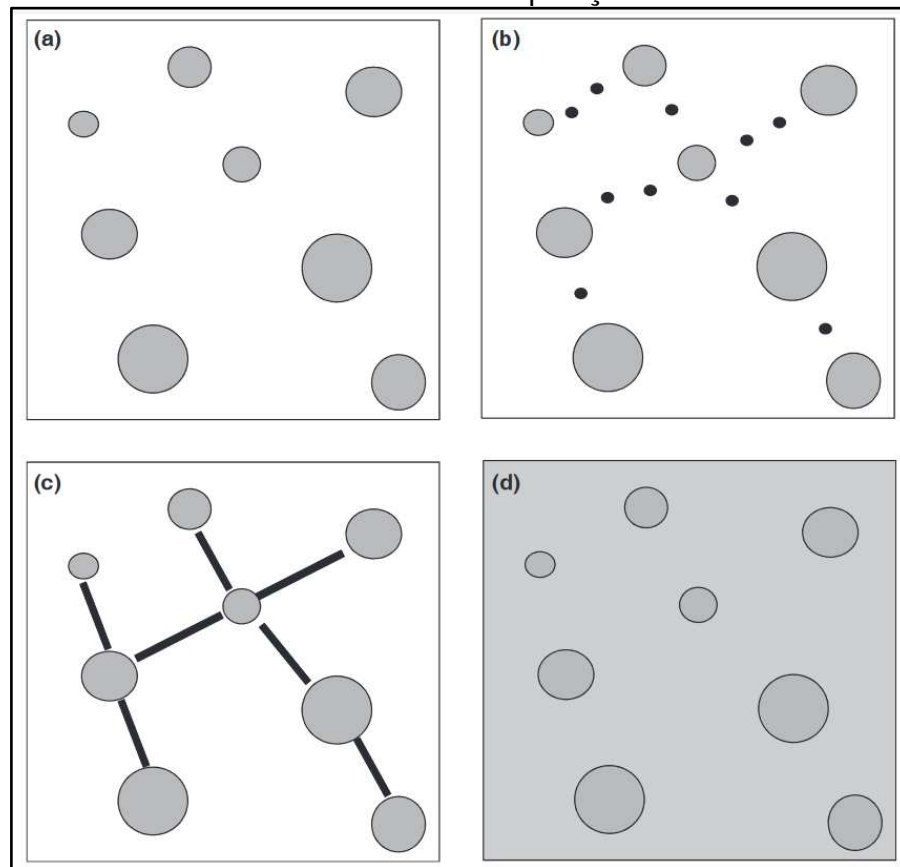
O conhecimento dos limiares ecológicos possibilita prever quantidades mínimas de habitat e configurações da paisagem mais favoráveis à biodiversidade. Neste sentido o número ou densidade de fragmentos florestais na paisagem, elementos arborizados e elementos não-habitat, que representam a possibilidade de um organismo se dispersar entre duas manchas na matriz, deve ser aumentado (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020).

Além da quantidade de habitat disponível, vale salientar a importância da matriz onde os fragmentos de habitats estão inseridos. Uma paisagem sustentável tem sido vinculada às características e qualidades da matriz (Muchailh *et al.*, 2010; Villard; Metzger, 2014; Guarengi; Walter; Picoli, 2017; Santos e Ribeiro, 2019, Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020).

Fischer, Lindenmayer e Manning (2006), avaliando a conservação da biodiversidade em paisagens com matriz predominantemente agrícola, apresentaram dez estratégias para uma paisagem sustentável, das quais cinco têm como alvo os padrões da paisagem. Os autores indicam manter e criar manchas grandes e estruturalmente complexas de vegetação nativa; manter a complexidade estrutural em toda a paisagem; criar buffers em torno de áreas sensíveis; manter ou criar corredores e trampolins; e manter a heterogeneidade da paisagem com gradientes ambientais. Para os autores, a manutenção de uma matriz estruturalmente complexa é particularmente importante onde as áreas de vegetação nativa são pequenas ou mal conectadas.

Assim, a gestão da configuração do habitat e a composição da matriz é uma alternativa valiosa para manter espécies em paisagens onde um aumento significativo na quantidade de habitat é impossível a curto prazo (Figura 2) (Villard; Metzger, 2014; Santos e Ribeiro, 2019).

Figura 2 - Esquema de paisagem com mesma quantidade, configuração e tamanho de habitats e diferentes composições da matriz



Fonte: a - fragmentos desconectados em uma matriz não permeável; b - fragmentos conectados por elementos estruturais; c - fragmentos conectados por corredores ecológicos; d - matriz permeável viabilizando conectividade entre os fragmentos. (Villard; Metzger, 2014).

2.3 Conectividade ecológica como subsídio à conservação de espécies-alvo

Especialmente em paisagens fragmentadas, a conectividade possui importante função na conservação da biodiversidade, auxiliando na preservação de ecossistemas (Muchailh *et al.*, 2010). Ela promove intercâmbio genético e fluxos ecológicos, fundamentais para a sobrevivência das espécies, populações (Tischendorf; Fahrig 2000; Rayfield *et al.*, 2010; Beier *et al.*, 2011) e metapopulações (Metzger *et al.*, 2012, Jales, 2013). A conectividade facilita processos dinâmicos como recolonização, migração sazonal e dispersão, além de contribuir para a provisão dos serviços ecossistêmicos, funções das comunidades (Guarenghi; Walter; Picoli, 2017; Rudolpho, 2020) e processos ecológicos (Ribeiro, *et al.*, 2009, Jales, 2013).

A conectividade consiste na capacidade ou grau em que a paisagem, impede ou facilita a movimentação dos organismos e das espécies entre áreas de habitat ou

manchas de vegetação (Taylor *et al.*, 1993 *apud* Guarengi; Walter; Picoli, 2017). Essa definição destaca que ela não depende apenas das características da paisagem (Tischendorf; Fahrig, 2000), como aquela que é estabelecida por estruturas de conexão entre habitats fragmentados, sem considerar processos ecológicos propriamente ditos (conectividade estrutural), mas também de aspectos do organismo (conectividade funcional), que considera a medida de quanto um organismo ou espécie usa as diferentes feições da paisagem (Ribeiro *et al.*, 2009).

Assim, essa conectividade depende então da qualidade e disposição espacial do habitat, da permeabilidade da matriz e das respostas dos organismos aos elementos da paisagem (Tischendorf; Fahrig 2000; Baum *et al.*, 2004), ou seja, do comportamento biológico de cada espécie e da forma como cada uma responderá a estrutura da paisagem (Metzger, 2003). Tambosi (2014) relacionou a estrutura da paisagem e as capacidades de dispersão das espécies para definição de estratégias para o planejamento da restauração florestal e conservação da biodiversidade.

Santos e Ribeiro (2019) apresentam quatro componentes da conectividade funcional: capacidade de movimento das espécies; capacidade de uso dos corredores ecológicos; capacidade de cruzar a matriz e permeabilidade da matriz.

Incluir aspectos da matriz da paisagem, além de medidas da quantidade de habitat, indica mudança de uma medida de conectividade estrutural para uma funcional porque o efeito de diferentes elementos da paisagem na dispersão é específico da espécie e do processo considerado (Adriaensen *et al.*, 2003).

A configuração espacial e a orientação de pequenos fragmentos ou elementos menores da paisagem são cruciais para facilitar o deslocamento dos organismos fora dos habitats, reduzindo o isolamento entre fragmentos maiores (Uezu *et al.*, 2008).

Manter e restaurar a conectividade entre manchas de habitat de alta qualidade é um dos principais desafios para a conservação da biodiversidade (Castellon; Sieving, 2006) e meta importante para a conservação de populações animais (Rayfield *et al.*, 2010) e de serviços ecossistêmicos.

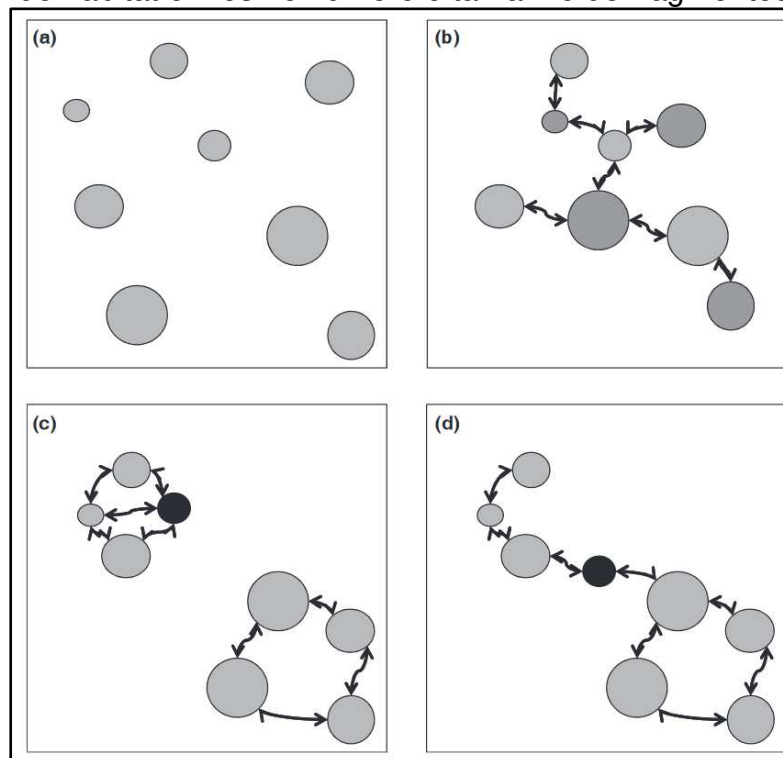
A compreensão da influência da conectividade e da complexidade da configuração dos habitats sobre as populações e comunidades ecológicas é prioritária onde o processo de fragmentação e degradação da cobertura original é intenso e ultrapassou o limiar de fragmentação (Metzger, 1998).

Enquanto alguns autores sugerem que a melhor estratégia para aumentar a disponibilidade do habitat é promover o aumento do tamanho dos fragmentos

existentes (Wilson *et al.*, 2011, Crouzeilles *et al.*, 2014), outros sugerem a criação de corredores para conexão de fragmentos (Crossman; Bryan, 2006) ou estruturas de conexão, como trampolins ecológicos que facilitam o fluxo de organismos pela paisagem (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020; Uezu; Metzger, 2011).

Villard e Metzger (2014) verificaram que a configuração da paisagem tem o potencial de reduzir ou mitigar os efeitos da perda de habitat, particularmente através da manutenção da conectividade funcional, e deve ser considerada juntamente com a quantidade de habitats na paisagem. Paisagens com a mesma quantidade de habitat e com o mesmo número e tamanho de fragmentos, mas em localizações espaciais diferentes, pode resultar em situações em que a conectividade funcional e a acessibilidade do habitat são completamente diferentes (Figura 3) (Villard; Metzger, 2014).

Figura 3 - Diferentes configurações dos habitats na paisagem, com igual quantidade de habitat e mesmo número e tamanho de fragmentos



Fonte: a - fragmentos desconectados em uma matriz não permeável; b - fragmentos conectados por elementos estruturais; c - fragmentos conectados por corredores ecológicos; d - matriz permeável viabilizando conectividade entre os fragmentos (Villard; Metzger, 2014).

Para Metzger (2003), duas estratégias principais para aumentar a conectividade das paisagens são: melhorar a rede de corredores, seja criando novos

ou ampliando os já existentes, e aumentar a permeabilidade da matriz, reduzindo o contraste e tornando-a estruturalmente mais similar a áreas de habitat.

Fonseca *et al.* (2004) destacam que um planejamento de conservação em escala regional ou que envolva grandes unidades de paisagem aumenta significativamente as chances de sobrevivência da biodiversidade a longo prazo.

Nesse contexto, os corredores de biodiversidade, ou corredores ecológicos, são vistos como uma das abordagens mais promissoras para alcançar esse objetivo.

Muchailh *et al.* (2010), citando Soulé & Gilpin (1991) e Saunders & Hobbs (1991), afirmam que aumentar a conectividade da paisagem por meio dos corredores ecológicos é uma estratégia eficaz para enfrentar a fragmentação e o isolamento das populações. A probabilidade de sobrevivência de uma metapopulação tende a ser inversamente proporcional ao grau de isolamento das populações que a compõem (Fonseca *et al.*, 2004). Portanto, a criação de corredores facilita a persistência dessas metapopulações.

Corredores ecológicos são definidos de várias maneiras. Malvido e Arroyo-Rodríguez (2008) e Muchailh *et al.* (2010) os consideram como elementos lineares na paisagem, nem sempre compostos por vegetação nativa, que conectam pelo menos dois fragmentos originalmente conectados, funcionando como rotas para o deslocamento da biota.

A Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), define corredores ecológicos como áreas de ecossistemas naturais ou seminaturais que conectam fluxos de genes e a movimentação da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, além de manter populações que necessitam de áreas maiores que as Unidades de Conservação para sua sobrevivência.

Para Muchailh *et al.* (2010), o objetivo principal dos corredores ecológicos é aumentar o fluxo de indivíduos entre fragmentos florestais. Eles também buscam criar estratégias de manejo que integrem ações para garantir a sustentabilidade a longo prazo em diferentes escalas (Fonseca *et al.*, 2004).

Sanderson *et al.* (2006) relacionam o sucesso na conservação dos corredores com a presença de áreas protegidas que abriguem uma espécie focal, com área suficiente para garantir sua persistência a longo prazo. Essas áreas devem estar conectadas à rede de corredores, levando em conta as dinâmicas temporais e espaciais dessa rede biológica em grande escala. Além disso, o uso da terra nos

corredores deve ser compatível, ou seja, de baixo impacto, permitindo a viabilidade das populações a longo prazo.

Assim, considerar a conectividade funcional proporcionada pelos corredores ecológicos exige o estabelecimento de uma espécie-alvo e o entendimento de suas características, hábitos e deslocamentos (Muchailh *et al.*, 2010). Também é importante incluir uma diversidade de espécies com diferentes habilidades de dispersão (Tambosi *et al.*, 2013) ou priorizar algumas espécies focais nas ações de conservação, beneficiando, dessa forma, outras espécies com requisitos ecológicos distintos (Tambosi *et al.*, 2014).

Algumas estratégias de conservação são baseadas no estudo de espécies representativas, que indicam as respostas de várias outras espécies, ou de grupos funcionais formados pelas espécies que têm os mesmos requisitos biológicos, e desse modo respondem a determinado processo (Jales, 2013).

Muitos trabalhos têm adotado o conceito de espécies guarda-chuva (Lambeck, 1999) que são aquelas que têm maiores demandas ambientais do que outras, de tal modo manter as condições para a manutenção daquelas espécies viabiliza manter as demais. Esses requisitos podem ser de diferentes naturezas, sendo que para cada um, é possível definir um gradiente de demanda, sendo as espécies guarda-chuva as mais exigentes (Jales, 2013).

Assim, ações de conservação objetivando garantir a persistência das espécies guarda-chuva também beneficiem a conservação de inúmeras espécies co-ocorrentes (Roberge; Angelstam 2004; Caro 2010).

No contexto da conectividade da paisagem, uma espécie guarda-chuva é definida como uma espécie para a qual a conservação ou restauração de seus habitats de dispersão também facilitará a dispersão de outras espécies-alvo (Breckheimer *et al.*, 2014).

Na abordagem espécie guarda-chuva, por exemplo, os requisitos necessários para a conservação de uma única espécie podem ser usados para determinar o tamanho e a configuração de reservas (Roberge; Angelstam, 2004; Caro, 2010). Para escolha de espécies guarda-chuva que representem de uma forma geral as espécies locais e os processos ecológicos, Beier (2007) definiu em seu trabalho cinco critérios principais das espécies, descritos a seguir:

1 - Restritas a determinados habitats, geralmente correm o risco de desaparecer ou se tornar ecologicamente irrelevantes, caso não haja conectividade entre essas áreas;

2 - Especialistas de determinado hábitat, com maiores necessidades de áreas contínuas de um tipo de vegetação ou elemento topográfico;

3 - Com dispersão limitada, que possuem movimentos curtos ou restrições a certos elementos da matriz;

4 - Sensíveis a barreiras, como estradas ou canais;

5 - Que são ecologicamente importantes.

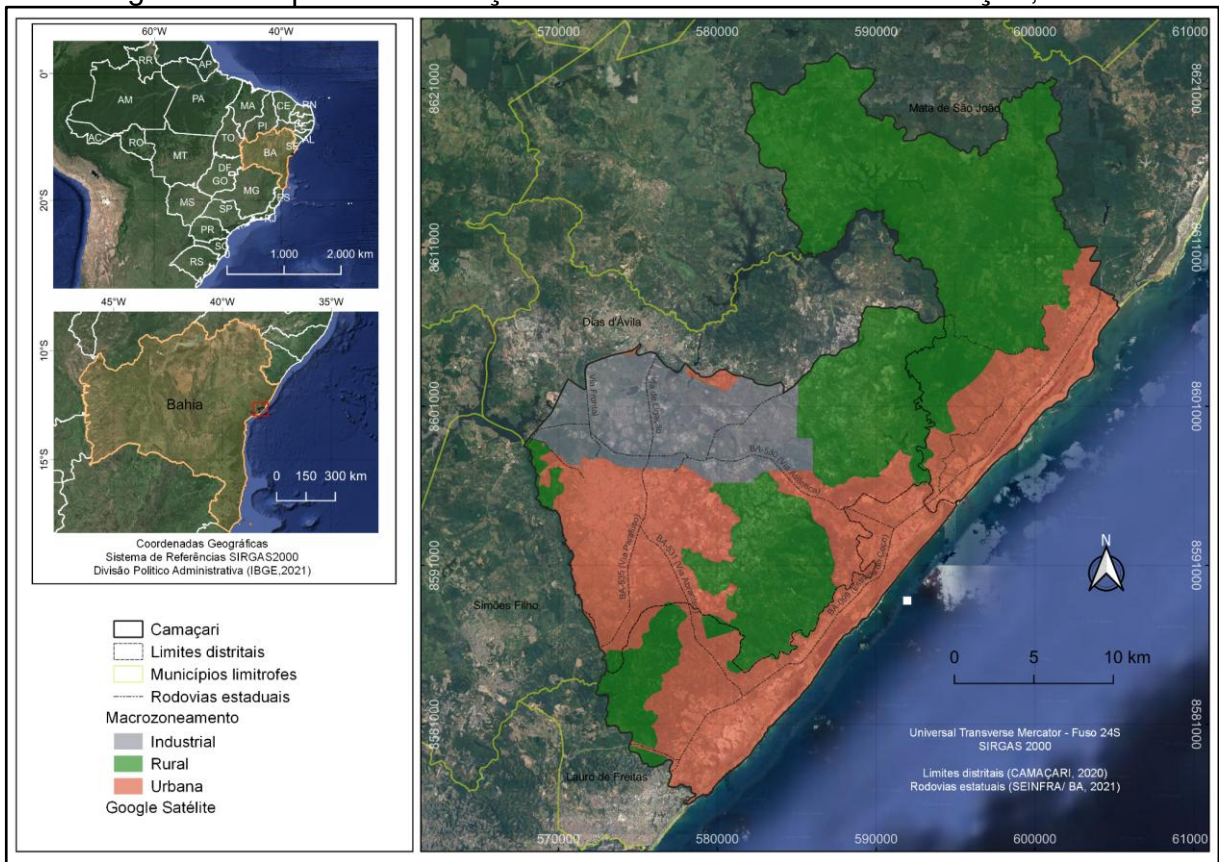
Os critérios utilizados pelo Programa Biota - combinação de indicadores biológicos e ambientais para definição das espécies focais para seleção de espécies focais são: ameaça de extinção; registro único; baixa capacidade de deslocamento; sensibilidade a alterações ambientais; e endemismo (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), 2008).

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização e características físicas e bióticas relevantes

Camaçari é um município do Litoral Norte da Bahia, na Região Metropolitana de Salvador. Possui 785,42 km² (IBGE, 2022), incluindo macroáreas urbana, rural e industrial (Camaçari, 2023) (Figura 04).

Figura 4 - Mapa de localização e macrozoneamento de Camaçari, 2024



Fonte: Elaborado pela autora.

De acordo com a classificação climática de Köppen (1948), a região apresenta clima do tipo Aw, caracterizado por ser tropical. As médias de temperatura máxima variam entre 26,1°C (inverno) a 31,1°C (verão) e as médias de temperatura mínima variam entre 21,1°C (inverno) a 24,1°C (verão) (Camaçari, 2023a). A umidade relativa do ar média é 81%, variando de 78,5%, nos meses mais secos (janeiro e fevereiro) a 83,8%, no mês mais úmido, maio (INMET, 2023). De acordo com os dados de Climate-Data (2024), a pluviosidade média anual é 919 mm, precipitação média mensal varia entre 51 mm, no mês de dezembro e 124 mm, em maio. O período com os maiores

regimes pluviométricos é entre os meses de abril a setembro. Por outro lado, o Diagnóstico Técnico do Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano (PDDU) (Camaçari, 2023a), avaliando dados da plataforma TerraClimate (Abatzoglou *et al.*, 2018), aponta que o município de Camaçari apresenta os maiores índices pluviométricos do Estado da Bahia, podendo ultrapassar a marca de 2.000 mm/ano.

Camaçari encontra-se no contexto geológico das bacias sedimentares, especificamente na Bacia do Recôncavo, apresenta as unidades geológicas variantes do sistema de separação entre os continentes sul-americano e africano, com a formação de uma bacia sedimentar e sedimentos gerados durante as variações do nível do mar (Camaçari, 2023a).

No contexto hidrográfico, o município está inserido na Bacia do Recôncavo Norte (Camaçari, 2023a) e possui uma grande quantidade de rios e riachos, que compõem as sub-bacias dos rios Joanes, Jacuípe e Pojuca (Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), 2014).

Em relação a vegetação, ocorre diversas fitofisionomias e ecossistemas associados ao bioma Mata Atlântica, como Restinga, Manguezais, Florestas Ombrófila Densa e encrave de Cerrado (Savana brasileira), além de Dunas, Brejos e Áreas úmidas (IBGE, 2018).

Apesar de conter áreas de grande relevância e alta prioridade para a conservação da biodiversidade (MMA, 2018), as iniciativas voltadas à preservação da vegetação ainda são limitadas. Um programa, conhecido como Corredor Ecológico Norte da Bahia (CENB), foi proposto em 2004 (Bahia, 2005). A proposta envolveu empresas sediadas no Polo Industrial de Camaçari (PIC), institutos e fundações locais e Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Governo do Estado.

Conceituado como um mecanismo de integrar fragmentos de floresta tropical e ecossistemas associados em um programa regional, o CENB visava integrar ações de conservação e desenvolvimento por meio do fortalecimento institucional e gestão ambiental do CENB (Bahia, 2005). A primeira etapa do Programa envolveu a conexão entre o Anel Florestal do Polo Industrial de Camaçari (PIC) e outras áreas florestais de Camaçari e remanescentes de Floresta Ombrófila Densa, a exemplo da Reserva Camurujipe, Sapiranga e Parque Sauípe (Bahia, 2005), localizados em Praia do Forte, distrito do município de Mata de São João, limítrofe norte de Camaçari.

Poucas ações de plantio de mudas para a restauração de florestas, no âmbito

da implantação do CENB, foram realizadas (Instituto Corredor Ecológico, 2009; Eco Parque Sauipe Fábrica de Floresta, 2018).

3.2 Aspectos socioambientais

O uso e cobertura da terra de Camaçari, nas 4 últimas décadas, certamente foi influenciado pela dinâmica socioeconômica do município (Souza, 2006; Andrade, 2009). O processo de desenvolvimento regional do município ocorreu com planejamento exógeno, que culminou com a implantação do Polo Industrial de Camaçari, em 1978.

Mesmo tendo um histórico de ocupação muito antigo (1558), o município só passou por profundas mudanças a partir da década de 1970, que modificaram a tradição agroturística do município para um espaço econômico de base predominantemente secundária, industrial. Para Souza (2006, p. 22), no período de 1970 a 2005, o município de Camaçari era “uma região agrária pouco desenvolvida, como muitas regiões do Nordeste do Brasil” e passou por uma “transformação da bucólica paisagem e da pacata vida levada no município” (Souza, 2006, pg. 84).

Tal reestruturação produtiva, demandou alterações na estrutura social do município (Andrade, 2009). Um dos maiores problemas foi a rápida elevação demográfica, que traz consigo muitos outros problemas intrínsecos, especialmente relacionados à demanda por infraestrutura, insumos e serviços, além de modificações no uso e cobertura da terra, e suas consequências.

Enquanto estrutura produtiva agroexportadora, os 42 km de litoral de Camaçari eram utilizados principalmente por moradores locais e visitantes de cidades vizinhas como área de lazer e veraneio (Camaçari, 2023b), registrando turismo nacional e mundial pontual em locais como a Aldeia Hippie de Arembepe.

Com o reconhecimento enquanto importante polo industrial, gerador de emprego e renda, Camaçari passou a exercer papel de destaque em outros setores (Andrade, 2009a) e tem se consolidado como um importante polo turístico do Litoral Norte da Bahia, sendo um dos destinos mais cobiçados de turistas nacionais e internacionais (Lahiri, 2023), nas últimas décadas.

Atualmente, são desenvolvidas atividades e empreendimentos turísticos e incorporados como segunda residência, principalmente nos distritos litorâneos de Camaçari, Abrantes e Monte Gordo, com hotéis, resorts e condomínios, inclusive de

alto luxo, contrapondo-se às formas tradicionais de construção das moradias mais antigas (Andrade, 2009a; Azevedo, 2010).

O Litoral Norte da Bahia, conhecido como Costa dos Coqueiros no Plano de Desenvolvimento Integrado do Turismo Sustentável: Salvador e Entorno (Bahia, 2004), destaca-se pelo ecoturismo, pelo turismo de lazer, baseado em hotéis e resorts, e pelo turismo de negócios (Andrade, 2009a). Este último desempenha um papel fundamental na manutenção de taxas significativas de ocupação hoteleira ao longo do ano (Camaçari, 2023b; Camaçari, 2024) e está fortemente associado ao funcionamento do polo industrial da região (Andrade, 2009a).

O potencial turístico de Camaçari, impulsionado por sua diversidade ambiental e riqueza histórico-cultural, possibilitou o desenvolvimento de atividades socioeconômicas relacionadas ao turismo (Camaçari, 2024a). Inicialmente, a cidade atraiu visitantes como destino de veraneio devido ao seu potencial hidromineral. Posteriormente, as praias se tornaram seu principal atrativo, embora o município também conte com outros importantes elementos naturais, como manguezais, lagoas, a Mata Atlântica e dunas (Azevedo, 2010).

Grande parte dos turistas brasileiros que visitam Camaçari vem da região Centro-Oeste, além de haver um fluxo significativo de visitantes de municípios vizinhos (Camaçari, 2023b). Pelo quarto ano consecutivo, a cidade recebeu o selo Bandeira Azul, certificação internacional de qualidade ambiental, em duas de suas sete praias, conhecidas como Caminho dos Sete Paraísos (Camaçari, 2023c; Lahiri, 2023; Camaçari, 2007). O número de visitantes durante as festas de fim de ano tem crescido anualmente, variando entre 400 mil e 600 mil pessoas ao longo de três meses (Camaçari, 2023b).

As transformações na dinâmica socioeconômica e espacial também estão relacionadas com a construção da rodovia BA-099, com a Estrada do Coco e a Linha Verde, concluídas em 1975 e 1993 (Andrade, 2009a; Melo, 2009). Mendes (2020) aponta uma crescente especulação imobiliária e moradias subnormais em Camaçari provocando desenvolvimento urbano de forma desigual entre os distritos.

Camaçari experimentou um crescimento populacional urbano excepcional a partir da década de 1970, impulsionado pela instalação do Complexo Petroquímico (atual Polo Industrial) (Mendes, 2020), como o aumento do turismo (Andrade, 2009, Mendes, 2020, Camaçari, 2023b, Camaçari, 2024a) e oportunidades de melhoria social, econômica e da qualidade de vida. Esse processo ocorreu de forma abrupta,

fazendo a população saltar de 33.273 habitantes em 1970 para 89.164 em 1980 (IBGE, 2020).

Avaliando os últimos 30 anos, desde 1991 a população municipal cresceu cerca de 164%, passando de 113.639 para 300.372 habitantes (IBGE, 2022). Em média são 6.224 moradores a mais a cada ano, de 1991 a 2022, os quais demandam saúde e educação, moradias, lazer, de abastecimento de água, e produzem esgoto e lixo (Camaçari, 2024).

A área urbana cresceu para atender à demanda e às necessidades da população (Mendes, 2020). Infelizmente a ocupação que ocorreu revela uma cidade carente de infraestrutura, a exemplo de sistema de esgotamento, postos de saúde, escolas públicas e transporte público, mesmo em novas áreas urbanas previstas em planos diretores (Mendes, 2020). Os problemas e conflitos, especialmente no âmbito social (Mendes, 2020), econômico e ambiental, são elementos marcantes na dinâmica espacial do município.

Os distritos litorâneos de Abrantes e Monte Gordo concentram uma população de aproximadamente 115 mil habitantes, representando 38% do total municipal (IBGE, 2022). Em comparação, no Censo de 2010, esses distritos somavam cerca de 78 mil habitantes, correspondendo a 32% da população total, evidenciando um crescimento populacional significativo ao longo dos anos.

O PDDU (Camaçari, 2023) do município instituiu o Sistema de Áreas de Valor Ambiental (SAVAM). Nele estão incluídas Unidades de Conservação (UC), Áreas de Relevância Ambiental (ARA), Áreas Especialmente Protegidas (AEP), Áreas de Proteção dos Recursos Hídricos (APRH) e Áreas de Risco (AR).

Há uma UC de Proteção Integral, na categoria Parque municipal (Brasil, 2000) criada por lei municipal (Camaçari, 2012), que possui Floresta Ombrófila Densa. Infelizmente até o presente momento não houve implantação dessa UC.

Além das praças arborizadas e áreas verdes urbanas e rurais, as ARA são áreas remanescentes das formações florestais e ecossistemas associados ao bioma Mata Atlântica. Estão divididas em áreas prioritárias e fragmentos florestais (Camaçari, 2023). Essas áreas visam assegurar a proteção das paisagens naturais e de notável beleza cênica e contribuir para a manutenção da diversidade biológica e dos recursos genéticos no território municipal (Camaçari, 2023).

As áreas prioritárias são os remanescentes mapeados pelo SOS Mata Atlântica e INPE (2023) e os fragmentos florestais representam o mapeamento do Projeto

MapBiomas, coleção 8, de 2022. Apesar disso, não há no PDDU, nem nos códigos ambiental e urbanístico, parâmetros de uso e ocupação do solo diferenciados para essas áreas, isto é, os parâmetros urbanísticos para estas áreas são os mesmos para as áreas que não possuem relevância ambiental ou restrições para uso e ocupação.

A única restrição para o uso e ocupação dessas áreas é em relação a supressão da vegetação nestas áreas, além do disposto na Lei nº 11.428. de 2006 (Brasil, 2006), e apenas se estas florestas forem enquadradas em florestas primárias ou secundárias em estágio médio ou avançado de regeneração.

Sendo estágio médio de regeneração, é possível suprimir 70% da floresta. Para estágio avançado de regeneração, a supressão só poderá ser autorizada em caso de utilidade pública, pesquisas científicas, práticas preservacionistas, se forem perímetros urbanos aprovados até 2006 (Brasil, 2006). Neste último caso, a supressão está restrita a 50% da área total coberta por esta vegetação. A supressão desta vegetação é vedada quando formar corredores entre remanescentes de vegetação primária ou secundária em estágio avançado de regeneração, entre outras restrições (Brasil, 2006).

Já as AEP são áreas multifuncionais que oferecem benefícios ambientais, sociais, culturais e estéticos e contribuem para a conexão de áreas protegidas, fragmentadas por ação humana, permitindo o deslocamento de animais, a dispersão de sementes, o fluxo gênico e a manutenção da biodiversidade entre as áreas conectadas (Camaçari, 2023). Os corredores ecológicos integram essas áreas, assim como parques urbanos e lineares.

Os corredores ecológicos, instituídos no artigo 54 do PDDU (Camaçari, 2023), são os Corredores da Orla Marítima, da Zona da Costa e o Corredor Ecológico da Bacia Parnamirim. Os dois primeiros são formados pelas áreas de preservação permanente (APP) dos três principais rios do Município – Joanes, Jacuípe e Pojuca e das lagoas presentes nas áreas naturais da orla municipal. O terceiro é formado pelas APP do Rio Parnamirim, ao Sul do município.

Corredores de APP são extremamente importantes e de mais fácil implantação, por se tratar de áreas já protegidas legalmente. Contudo, nem sempre cumprem a função de favorecer o fluxo gênico entre remanescentes de habitats ou contemplam espécies guarda-chuvas representativas da biodiversidade local. Não houve estudo de conectividade estrutural para as unidades de conservação, fragmentos florestais e áreas prioritárias ou verdes.

4 ANÁLISE DAS TRANSFORMAÇÕES ESPACIAIS DA PAISAGEM DO MUNICÍPIO DE CAMAÇARI, BAHIA, BRASIL

RESUMO

A perda e fragmentação de habitats, causadas pelas mudanças no uso e cobertura da terra, resultam em um maior isolamento das populações, alterações na qualidade do habitat remanescente e desequilíbrios nas comunidades biológicas, impactando negativamente a biodiversidade e à manutenção dos serviços ecossistêmicos. Este capítulo tem como objetivo analisar e caracterizar, espacial e temporalmente, os padrões e mudanças do uso e cobertura da terra no município de Camaçari, Bahia, as implicações da fragmentação e perda de habitat florestal sobre a biodiversidade, buscando identificar os remanescentes florestais com melhor integridade ecológica na paisagem. Dados do mapeamento de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomas possibilitaram a análise de indicadores estruturais. Os resultados apontam para uma paisagem com aumento na área florestal, porém em processo de fragmentação, no período de 1990 e 2023. A paisagem atual está abaixo dos limiares de fragmentação propostos na literatura, com apenas 26% de cobertura florestal. 61% do total de florestas são florestas mais maduras e 39% são florestas mais jovens, destacando o potencial da paisagem para regeneração. Apenas 45 dos 2780 fragmentos florestais possuem área maior que 50 ha, ocupam 76% da área florestal e possuem as florestas com melhor qualidade. Conservar todas as florestas da paisagem, prioritariamente as com tamanho acima de 50 ha e as florestas mais maduras, é crucial para garantir uma paisagem favorável à conservação da biodiversidade, assim como buscar uma configuração que torne a paisagem mais permeável, favorecendo a conectividade ecológica.

Palavras-chave: dinâmica da paisagem; MapBiomas; limiares ecológicos; qualidade de habitat.

4.1 Introdução

A paisagem, entendida como um sistema dinâmico composto por diferentes elementos físicos e biológicos, que interagem a diferentes níveis e são influenciados pela ação humana, pode ser analisada na perspectiva da sua estrutura e mudanças ao longo do tempo, considerando sua dimensão marcadamente espacial (Pinto-Correia, 2021).

As mudanças no uso e cobertura da Terra têm um efeito direto na estrutura da paisagem e as consequências das alterações podem revelar-se a longo prazo nos processos (Guiomar *et al.*, 2021). Entre essas mudanças, a perda e fragmentação de habitat têm sido apontadas como grande ameaça para conservação da biodiversidade (Fahrig, 2003; Plagia *et al.*, 2006; Haddad *et al.*, 2015; IPBES, 2019) e à manutenção dos serviços ecossistêmicos (Hooper *et al.*, 2005; IPBES, 2019; Assis *et al.*, 2023), fundamentais para a saúde, a qualidade de vida e bem-estar humano e o desenvolvimento econômico. Ao entender a relação entre a estrutura e os processos da paisagem, é possível planejar, construir e desenvolver paisagens favoráveis à conservação da biodiversidade. Arroyo-Rodríguez *et al.* (2020) consideram a manutenção da cobertura florestal como prioridade máxima, especialmente nos trópicos úmidos. A redução da perda de habitat tem sido considerada como prioridade para a conservação da biodiversidade (Villard; Metzger, 2014; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020).

A descrição e quantificação das mudanças no padrão da paisagem é feita por meio de índices e métricas, que implica análise dos dois componentes, que conjuntamente definem a estrutura da paisagem: composição e configuração (McGarigal; Marks, 1995). As métricas possibilitam caracterização de paisagens no espaço e no tempo, contribuindo para a gestão da paisagem ao analisar condições passadas e prever cenários futuros.

Uma medida comumente utilizada para avaliar o status de conservação é a integridade da paisagem, que pode ser relacionada à medida em que uma paisagem natural ou construída mantém suas características originais, estrutura e funções (Forman, 1995), desempenhando papel crucial na manutenção da funcionalidade dos ecossistemas e na promoção da sustentabilidade a longo prazo (Liu *et al.*, 2007). Índices de integridade são apresentados por muitos autores (Andreasen *et al.*, 2001;

Medeiros; Torrezan, 2013; Grantham *et al.*, 2020) e podem contribuir para tomada de decisão na gestão de habitats.

Ao definir o habitat como o conjunto de condições e recursos necessários para a sobrevivência das espécies, diversos autores discutem os limiares ecológicos. Estes limiares, como os de fragmentação, extinção e percolação (Andrén, 1994; Metzger, 2010; Pardini *et al.*, 2010; Fahrig, 2013; Rigueira; Mariano-Neto, 2015; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2022), indicam porcentagens de habitat nas paisagens que podem desencadear mudanças abruptas na sua estrutura.

Tais mudanças afetam, principalmente, a quantidade e o isolamento dos habitats. Conseqüentemente, a capacidade da paisagem de sustentar a biodiversidade é fortemente comprometida. Isso ocorre tanto pela diminuição da disponibilidade de recursos quanto pela restrição do fluxo gênico. Além disso, a provisão de serviços ecossistêmicos e a persistência de espécies, populações e metapopulações também são impactadas.

Geralmente nos limiares há redução no tamanho dos fragmentos, aumento no número e no isolamento dos fragmentos (Metzger, 2010), composição de espécies (Andrén, 1994) e perda da conectividade. Os limiares dependem principalmente das características da paisagem e da tolerância ou sensibilidade das espécies à perda do habitat (Volotão, 1998; Villard; Metzger, 2014). As modificações que ocorrem nos processos ecológicos a partir dos limiares ecológicos, levam a uma redução na capacidade da paisagem de sustentar diversidade biológica (Metzger, 2010).

Nas últimas quatro décadas, o uso e a cobertura da terra em Camaçari foram significativamente alterados. Esse processo foi impulsionado pelo crescimento exponencial da população e, conseqüentemente, pelo aumento da demanda por infraestrutura, insumos e serviços. Apesar da existência de uma ampla legislação, as modificações resultaram em diversos problemas e conflitos, especialmente nas áreas social, econômica e ambiental. A manutenção inadequada de habitats naturais são exemplos desses problemas.

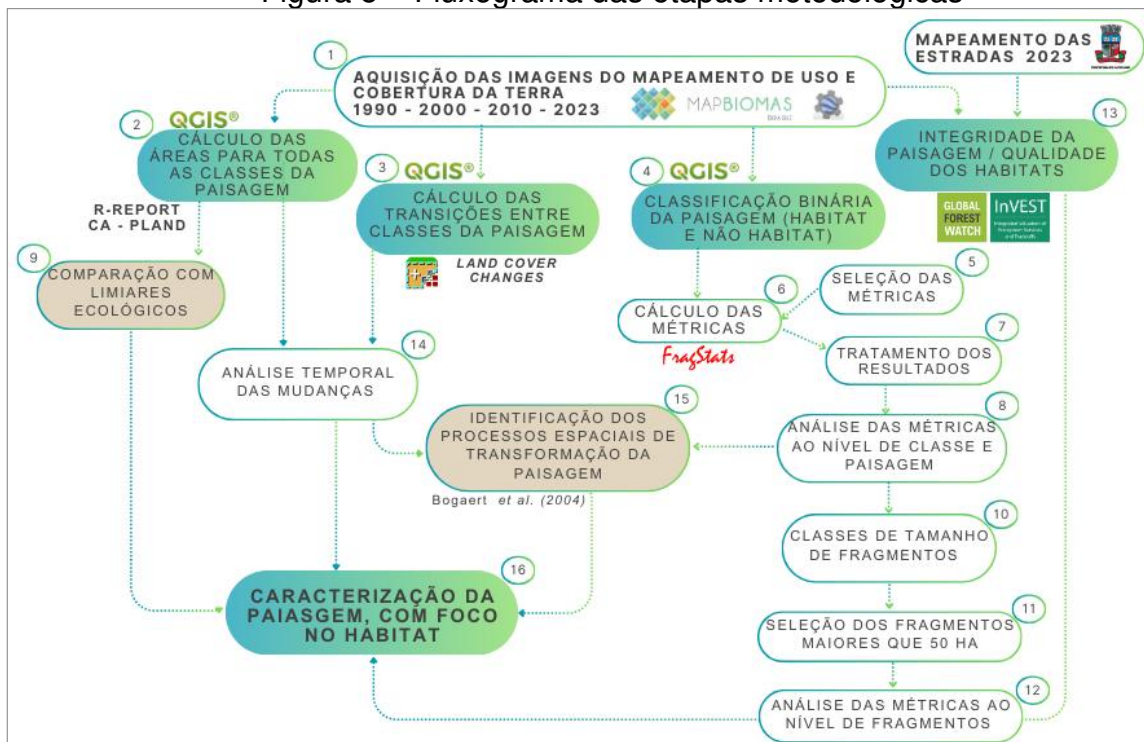
Assim, ressalta-se a necessidade de estudos sobre a dinâmica da paisagem visando avaliar a disponibilidade, fragmentação, perda e qualidade de habitat florestal visto a importância de se manter quantidades mínimas e configuração favorável de habitat florestal para a conservação da biodiversidade. Neste sentido, o objetivo deste capítulo é analisar e caracterizar, espacial e temporalmente, os padrões e mudanças do uso e cobertura da terra no município de Camaçari, Bahia, as implicações da

fragmentação e perda de habitat florestal, buscando identificar os remanescentes florestais com melhor integridade ecológica na paisagem.

4.2 Procedimentos metodológicos

A Figura 5 resume as etapas metodológicas. A seguir cada etapa é descrita em detalhes.

Figura 5 – Fluxograma das etapas metodológicas



Fonte: Elaborado pela autora.

Para avaliar as mudanças na paisagem, foram utilizados dados, no formato raster, do mapeamento de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomias, coleção 9, para os anos de 1990, 2000, 2010 e 2023 (Projeto MapBiomias, 2024), produzidos com base em um conjunto de dados de imagens de satélite composto pelos sensores Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) e Operational Land Imager (OLI) Landsat, a bordo do Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8, respectivamente (Souza *et al.*, 2020). O mapeamento possui 30 m de resolução espacial, com uma generalização espacial que elimina áreas isoladas com menos de 0,5 ha, em diferentes estados de conservação, mesmo que degradados ou em regeneração, não analisando o grau de integridade ou de alteração (Projeto MapBiomias, 2024).

O MapBiomias é uma rede colaborativa que produz mapeamento anual (1985 a 2023) da cobertura e uso da terra e outros produtos, disponibilizado gratuitamente. Utiliza processamento em nuvem e classificadores automatizados de imagens, índices espectrais, índices de textura e informações de relevo. Tem como referência o mapa de Biomas Brasileiros do IBGE de 2004, originalmente na escala 1:5.000.000, refinado com base no mapa de fitofisionomias do Projeto Radar na Amazônia (RADAM) na escala 1:1.000.000.

Os dados de limites administrativos do município foram adquiridos a partir do produto Malha Municipal Digital da Divisão Político-Administrativa Brasileira (IBGE, 2023).

A paisagem foi analisada utilizando diferentes métricas capazes de quantificar a composição e a configuração dos elementos, revelando aspectos importantes para a caracterização das mudanças da paisagem ao longo do tempo e seus possíveis impactos nos processos funcionais. A escala final dos mapas apresentados foi 1:10.000 em função da melhor visibilidade do município.

A definição das métricas foi baseada nos estudos de McGarigal e Marks (1995), Lang e Blaschke (2009), Metzger (2012), Almenar *et al.* (2019) e Botequilha-Leitão e Ribeiro (2021). Os critérios para a seleção das métricas envolveram o objetivo do estudo, de identificar habitats florestais com melhores características na paisagem; a simplicidade; o cuidado em não utilizar métricas com resultados redundantes (que medem a mesma coisa); o histórico de aplicação; a utilização de métricas de composição e de configuração (disposição) que melhor caracterizam o relacionamento entre fragmentos (isolamento, conectividade); e a consideração da influência das métricas nos parâmetros biológicos, como a capacidade de sustentar uma espécie, população ou comunidade, comparando com limiares ecológicos já propostos. Além disso, foram selecionadas métricas calculadas pelos softwares escolhidos.

As métricas de áreas das classes, como a área total da classe (CA) e a porcentagem de área da classe na paisagem (PLAND), foram calculadas para os anos selecionados utilizando a ferramenta *r.report* do complemento GRASS GIS 7.8.7 no QGIS 3.22.14 - Białowieża. Esses cálculos permitiram analisar o comportamento de cada classe ao longo do período estudado.

A dinâmica da paisagem entre 1990 e 2023 foi avaliada com a ferramenta de pós-processamento *Land Cover Change (LCC)* do complemento *Semi-Automatic*

Classification Plugin 7.10.11, no mesmo software. Essa análise possibilitou identificar transições no uso e cobertura da terra, além de mapear as mudanças ocorridas.

As demais métricas foram calculadas no programa *Fragstats 4.2* (McGarigal; Marks, 1995), amplamente utilizado para análises da paisagem (Metzger, 2012). A análise da paisagem foi realizada com foco na dinâmica dos habitats florestais e da matriz antrópica, definida como o conjunto de unidades de não-habitat para uma determinada comunidade ou espécie (Metzger, 2001a). Para isso, foi criado um arquivo raster binário (habitat/não habitat) para cada ano, em que o habitat corresponde à classe de formação florestal.

As métricas selecionadas, apresentadas no Quadro 1, foram organizadas nos níveis de fragmentos, classe e paisagem, além de categorizadas conforme os grupos de análise: área, subdivisão, borda, forma, área core, vizinhança e agregação.

Quadro 1 - Características das métricas utilizadas na pesquisa

Categoria	Métrica	Und	Significado espacial	Especificação	Observação
Área	CA	ha	Área total da classe na paisagem	CA = área total da paisagem quando toda paisagem consiste em uma única classe; ou seja, quando a paisagem é composta por um único fragmento. A escolha da regra de 4 ou 8 vizinhos para delinear fragmentos terá um impacto nessa métrica.	CA se aproxima de 0 à medida que classe se torna cada vez mais raro na paisagem.
	PLAND	%	% da área da classe na paisagem	PLAND é igual à soma das áreas (m ²) de todos os fragmentos da classe correspondente, dividida pela área total da paisagem (m ²), multiplicada por 100 (para converter em porcentagem). Ou seja, é igual à porcentagem que a paisagem compreende classe correspondente. É uma medida relativa da composição da paisagem importante em muitas aplicações ecológicas.	0 < PLAND ≤ 100. PLAND se aproxima de 0 quando classe correspondente se torna cada vez mais raro na paisagem. PLAND = 100 quando toda a paisagem consiste em uma única classe
	AREA_MN	ha	Tamanho médio dos fragmentos	Relação entre a soma das áreas dos fragmentos da classe correspondente e o número de fragmentos total da classe.	
	AREA_SD	ha	Desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos		
	LPI	%	Índice do maior fragmento	Quantos % o maior fragmento ocupa na paisagem. LPI é igual à área (m ²) da maior mancha na paisagem dividida pela área total da paisagem (m ²), multiplicada por 100 (para converter em porcentagem). É uma medida simples de dominância.	0 < LPI ≤ 100
Subdivisão	NP	und	Número de fragmentos	Número de fragmentos em toda paisagem ou de uma classe específica na paisagem. O número de fragmentos geralmente tem valor interpretativo limitado por si só, porque não transmite informações sobre área, distribuição ou densidade de manchas. É valioso como base para o cálculo de outras métricas mais interpretáveis. A escolha da regra de 4 ou 8	NP ≥ 1, sem limite. NP = 1 quando a paisagem contém apenas 1 mancha.

				vizinhos para delinear fragmentos terá um impacto nessa métrica.	
Área Core	TCA	ha	Área Core total (Classe)	É igual à soma das áreas centrais (CORE) de cada fragmento (m ²) da classe correspondente, dividida por 10.000 (para converter em hectares). A área central total é definida da mesma forma que CORE.	TCA ≥ 0, sem limite. TCA = 0 quando cada local dentro de cada fragmento da classe correspondente está dentro da(s) distância(s) de profundidade de borda especificada(s) dos perímetros do patch. O TCA se aproxima da área total da classe (CA) à medida que a distância especificada da profundidade da borda diminui e as formas dos fragmentos são simplificadas.
	CORE	ha	Área Core (Fragmento)	Área central de cada fragmento (m ²) da classe correspondente. É função do tamanho e forma do fragmento e da profundidade da borda. É igual à área (m ²) dentro do fragmento que está além da distância especificada da profundidade da borda do perímetro do fragmento, dividida por 10.000 (para converter em hectares).	CORE ≥ 0, sem limite. CORE = 0 quando cada local dentro do fragmento está dentro da distância de profundidade de borda especificada dos perímetros do fragmento, ou seja, NCORE = 0 CORE se aproxima da área do fragmento à medida que a distância especificada da profundidade da borda diminui e a forma do patch é simplificada.
	CPLAND	%	% área core na paisagem	É igual à soma das áreas centrais de cada fragmento (m ²) da classe correspondente, dividida pela área total da paisagem (m ²), multiplicada por 100 (para converter em porcentagem). Ou seja, a porcentagem da paisagem ocupada pela área core da classe correspondente. Facilita a comparação entre paisagens de tamanho variável.	$0 \leq \text{CPLAND} < 100$ CPLAND se aproxima de 0 quando a área central da classe correspondente se torna cada vez mais rara na paisagem, devido ao aumento de manchas menores e/ou formas de manchas mais complicadas. Se aproxima de 100 quando todo o cenário consiste em uma única classe (um único fragmento) e a(s) distância(s) de profundidade de borda especificada(s) se aproxima de zero.

	NCORE	und	Número áreas core (Fragmento)	Número de áreas centrais (disjuntas) em cada fragmento da classe na paisagem.	Quando CORE = 0, NCORE = 0, ou seja, quando todos os locais dentro do fragmento estão dentro da distância de profundidade de borda especificada. NCORE > 1 quando, devido à complexidade da forma e comprimento da largura da borda, um fragmento contém mais de uma área central.
	CAI_MN	%	Índice de área core médio (Classe)	Apresenta o percentual (médio) dos fragmentos da classe tomado pela área core.	
	CAI_SD	%	Índice de área core - Desvio padrão		
Borda	TE	m	Borda Total (Classe)	Soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos de aresta dos fragmentos da(s) classe(s) na paisagem. É uma medida absoluta do comprimento total da borda de uma determinada classe. Em aplicações que envolvem a comparação de paisagens de tamanhos variados, esse índice pode não ser tão útil quanto a densidade de bordas (veja abaixo). Já em avaliação temporal ou de tamanho idêntico, a borda total é tão útil quanto a densidade da borda.	TE ≥ 0, sem limite. TE = 0 quando não há aresta na paisagem, ou seja, quando toda a paisagem e a borda da paisagem, se presente, consistem em um único patch.
Forma	SHAPE	-	Índice de forma (Fragmento)	Índice de complexidade da forma dos fragmentos da classe correspondente. SHAPE é igual ao perímetro do patch (m) dividido pela raiz quadrada da área do patch (m ²), ajustado por uma constante para ajustar para um padrão quadrado. Corrige o problema de tamanho do índice de razão perímetro-área, ajustando para um padrão quadrado e, como resultado, é a medida mais simples e talvez mais direta da complexidade da forma.	SHAPE ≤ 1, sem limite. SHAPE = 1 quando o remendo é quadrado e aumenta sem limite à medida que a forma do remendo se torna mais irregular.

Proximidade/ Isolamento	PROX	-	Índice de proximidade (Fragmento)	É igual à soma da área do fragmento (m ²) dividida pela distância mais próxima de borda a borda ao quadrado (m ²) entre o fragmento e o fragmento focal de todos os fragmentos da classe correspondente cujas bordas estão dentro de uma distância especificada (m). O limite superior do PROX é afetado pelo raio de pesquisa e pela distância mínima entre os fragmentos.	PROX ≥ 0 PROX = 0 se um fragmento não tiver vizinhos da mesma classe dentro do raio de pesquisa especificado. O PROX aumenta à medida que a vizinhança (definida pelo raio de busca especificado) é cada vez mais ocupada por fragmentos do mesmo tipo e à medida que esses se tornam mais próximos e mais contíguos (ou menos fragmentados) na distribuição.
	PROX_MN	-	Índice de proximidade Médio (Classe)	Proximidade média dos fragmentos (PROX) aos seus vizinhos de mesma classe.	
	PROX_SD	-	Índice de proximidade - Desvio padrão		
Agregação	AI	%	Agregação da classe	Número de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, dividido pelo número máximo possível de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente (que é alcançado quando a classe é agrupada ao máximo em um único fragmento compacto), multiplicado por 100 (para converter em uma porcentagem). É calculado a partir de uma matriz de adjacência, que mostra a frequência com que diferentes pares de tipos de fragmentos aparecem lado a lado, considerando apenas as adjacências semelhantes envolvendo a classe focal, não as adjacências com outras classes. É baseado em adjacências semelhantes computadas usando o método de contagem única, no qual cada lado da célula é contado apenas uma vez. É dimensionado para levar em conta o número máximo possível de adjacências semelhantes.	AI = 0 quando o tipo de fragmento focal é maximamente desagregado, ou seja, não há adjacências semelhantes; AI aumenta à medida que o tipo de fragmento focal é cada vez mais agregado; AI = 100 quando o tipo de patch é agregado ao máximo em um único patch compacto. $0 \leq AI \leq 100$

Fonte: Elaborado pela autora a partir de informações de McGarigal *et al.* (2023).

A regra de vizinhança de 4 pixels (quatro vizinhos mais próximos) foi adotada para o cálculo das métricas. Essa regra considera apenas as 4 células adjacentes que compartilham um lado com a célula focal (vizinhos ortogonais) para determinar se pertencem ao mesmo fragmento. A definição da regra de vizinhança é essencial para o cálculo do número de fragmentos na paisagem, influenciando a maioria das métricas de configuração, mas não impacta as métricas de composição (McGarigal e Marks, 1995; McGarigal *et al.*, 2023).

Para cálculo da área core, foi definido um buffer de 50 metros de largura da borda para o interior dos fragmentos. Essa medida considera estudos que indicam a intensidade dos efeitos de borda, especialmente alterações no microclima em florestas tropicais úmidas, dentro dessa largura (Lovejoy *et al.*, 1986 *apud* Rambaldi; Oliveira, 2003; Malvido; Arroyo-Rodríguez, 2008). No entanto, a extensão desses efeitos pode variar de alguns metros até toda a área do fragmento, dependendo de seu tamanho e forma (Scariot *et al.*, 2003).

Para o índice de proximidade, foi utilizado um raio de 100 metros, com base em pesquisas que apontam ser essa a distância média que pequenos e médios mamíferos, mesmo com baixo metabolismo, conseguem atravessar (Giné *et al.*, 2006; Oliveira, 2006; Malvido; Arroyo-Rodríguez, 2008, Ribeiro *et al.*, 2013). Ainda assim, essa distância pode variar de acordo com as características dos táxons, tipos de habitat, matriz circundante e escala espacial, afetando os ecossistemas e processos ecológicos de diferentes formas e intensidades (Oliveira, 2006).

As métricas NP, CA, CORE e NCORE foram agrupadas de acordo com as classes de tamanho de área dos fragmentos, conforme apresentado no Quadro 2.

Quadro 2 - Classes de tamanho dos fragmentos

CLASSES	I	II	III	VI	V
Tamanho dos fragmentos (ha)	(5 - 10)	(>10 - 50)	(>50 - 500)	(>500 - 2000)	(>2000)

Fonte: elaborado pela autora.

Os maiores fragmentos foram selecionados para caracterização detalhada do índice de proximidade e forma, visando avaliar a conectividade funcional e sua relevância como áreas-fonte, com base na teoria da metapopulação.

Para identificar os processos de transformação da paisagem estudada, utilizamos uma árvore de decisão baseada nas tipologias de Bogaert *et al.* (2004).

Essa árvore considerou métricas essenciais da estrutura da paisagem, como área, perímetro e número de fragmentos.

Para avaliar a integridade da paisagem de Camaçari, foi utilizado o Forest Landscape Integrity Index (FLII) (Grantham *et al.*, 2020), disponível para *download* na plataforma Global Forest Watch (<https://www.globalforestwatch.org/map/>). O índice, aplicado à extensão florestal de 2019, atribui pontuações mais altas às áreas de maior integridade florestal. O tratamento dos dados e verificação das pontuações para Camaçari foram realizados no QGIS 3.22.14 - Białowieża.

Além do FLII, foi aplicado o modelo de qualidade de habitat do INVEST, que considera múltiplos fatores, como ameaça relativa, sensibilidade do habitat, distância entre habitats e fontes de ameaça, e o grau de proteção legal, assumindo que esta seja eficaz. Apesar disso, reconhece-se que o impacto combinado de múltiplas ameaças pode exceder a soma dos impactos individuais (Stanford University, 2024).

O modelo INVEST gera dois conjuntos de informações chave úteis para uma avaliação inicial da qualidade do habitat: a extensão relativa da degradação de diferentes tipos de habitat na paisagem e as mudanças dessa degradação ao longo do tempo (Natural Capital Project, 2024). A utilização de dados básicos amplamente disponíveis torna o uso do modelo interessante, já que outros modelos demandam dados biológicos, frequentemente não estão acessíveis em muitas paisagens.

Os modelos do INVEST são espacialmente explícitos, ou seja, utilizam mapas como fontes de dados e geram mapas como resultados (Natural Capital Project, 2024). Os dados de entrada, no mínimo, dois mapas, em formato raster, que devem estar no mesmo sistema de referência geográfica e com coordenadas métricas projetadas. O primeiro mapa identificou os habitats e o segundo (ou mais), as ameaças (Stanford University, 2024).

Para esta modelagem foi utilizado o mapeamento do Projeto MapBiomias, coleção 9, para o ano de 2023 (Projeto MapBiomias, 2024), e o mapeamento das estradas e vias disponibilizado pela Prefeitura Municipal de Camaçari. Diferente de outros softwares que requerem mapas binários onde existem apenas habitat e não habitat, INVEST possibilita a adequação de diferentes níveis de habitats, com uma pontuação relativa que pode ser atribuída a um tipo de uso e cobertura da terra variando de 0 a 1, onde 1 indica a maior adequação do habitat (Natural Capital Project, 2024). Apesar disso, nesta pesquisa, foi utilizado mapa binário, considerando habitat as Florestas Ombrófila Densa.

As tabelas, de ameaça e sensibilidade, em formato csv, necessárias para o modelo, foram criadas com base no manual do INVEST (Sharp *et al.* 2020). Os valores de sensibilidade, distância do impacto e peso e o tipo de decaimento do impacto de cada ameaça, foram definidos com base no estudo de Hipólito *et al.* (2017).

Cada fonte de ameaça foi mapeada em um mapa raster e teve seu valor definido com base na intensidade da ameaça. O impacto das ameaças no habitat em um pixel do mapa foi mediado por quatro fatores (Natural Capital Project, 2024), descritos abaixo:

1. Impacto relativo de cada ameaça. Considera que algumas ameaças podem ser mais prejudiciais ao habitat. O peso de uma fonte de degradação, indica a destrutividade relativa de uma fonte de degradação para todos os habitats. O peso pode assumir qualquer valor de 0 a 1.

2. Distância entre o habitat e a fonte da ameaça e o impacto da ameaça no espaço. Em geral, o impacto de uma ameaça no habitat diminui à medida que a distância da fonte de degradação aumenta, de modo que as células da grade que estão mais próximas das ameaças sofrerão impactos maiores. O usuário pode escolher uma função de decaimento de distância euclidiana linear ou exponencial para descrever como uma ameaça decai no espaço.

3. Nível de proteção legal, institucional, social, física contra distúrbios em cada célula, e que pode mitigar o impacto das ameaças no habitat. O modelo pressupõe que quanto mais proteção um pixel tiver, menos ele será afetado por ameaças próximas, independentemente do tipo de ameaça.

4. Sensibilidade relativa de cada tipo de habitat a cada ameaça na paisagem. É o fator final usado para gerar a degradação total em um pixel de habitat. Valores mais próximos de 1 indicam maior sensibilidade. O modelo pressupõe que quanto mais sensível for um tipo de habitat a uma ameaça, mais degradado será o habitat por essa ameaça.

O resultado do modelo foram mapas raster que mensuraram a qualidade e a degradação dos habitats avaliados, com base na pontuação dos pixels. Apenas os resultados da qualidade dos habitats foram analisados nesta pesquisa. Valores mais altos do índice de qualidade indicam melhor qualidade de habitat. Trata-se de um índice adimensional que pode ser utilizado pelos tomadores de decisão, já que permite conhecer o grau de qualidade dos habitats na paisagem e prever cenários estimando como o ecossistema pode ser afetado por diferentes fatores antrópicos.

4.3 Resultados e discussão

4.3.1 Estrutura e mudanças da paisagem

A estrutura da paisagem de Camaçari sofreu poucas mudanças quantitativas na sua composição ao longo das décadas analisadas (1990, 2000, 2010 e 2023).

As classes com maior representatividade na paisagem foram: Formação Florestal e Mosaico de usos, ocupando 167,16 km² (21%) e 357,28 km² (45%) da paisagem, em 1990, e 195,07 km² (25%) e 250,60 km² (32%), em 2023, respectivamente (Tabela 1).

Outras classes com representatividade na paisagem são: Campo alagado (Área pantanosa) e Pastagem, ocupando 68,67 km² (9%) e 80,93 km² (10%) da paisagem, em 1990, e 60,35 km² (8%) e 124,92 km² (16%), em 2023, respectivamente (Tabela 1). A área urbanizada, que ocupava 52,01 km² (7%) da paisagem, em 1990, passou a ocupar 106,29 km² (14%), em 2023.

Tabela 1 - Área, em km² e porcentagem, das classes de uso e cobertura da terra em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023

Classes de uso e cobertura	Área							
	1990		2000		2010		2023	
	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)
Formação Natural não Florestal								
Campo Alagado (Pantanosa)	68,67	9%	74,23	9%	70,47	9%	60,35	8%
Apicum	0,01						-	
Área Não Vegetada								
Praia, Duna e Areal	14,70	2%	9,69	1%	9,80	1%	7,91	1%
Floresta - Total								
Formação Florestal	167,16	21%	161,93	21%	179,91	23%	195,07	25%
Mangue	3,75		3,97	1%	4,13	1%	3,88	
Restinga Arbórea	2,66		3,06		3,84		3,63	
Corpo d'água								
Rio, Lago e Oceano	37,60	5%	22,75	3%	26,63	3%	24,20	3%
Área antropizada - Total								
Área Urbanizada	52,01	7%	69,87	9%	89,50	11%	106,29	14%
Outras Áreas não Vegetadas	3,84		3,84		1,72		7,20	1%
Silvicultura	0,01		0,20		1,84		4,57	1%
Pastagem	80,93	10%	103,90	13%	109,83	14%	124,92	16%
Mosaico de Usos	357,28	45%	335,21	43%	290,95	37%	250,60	32%
No data*	-3,21		-3,21		-3,21		-3,21	

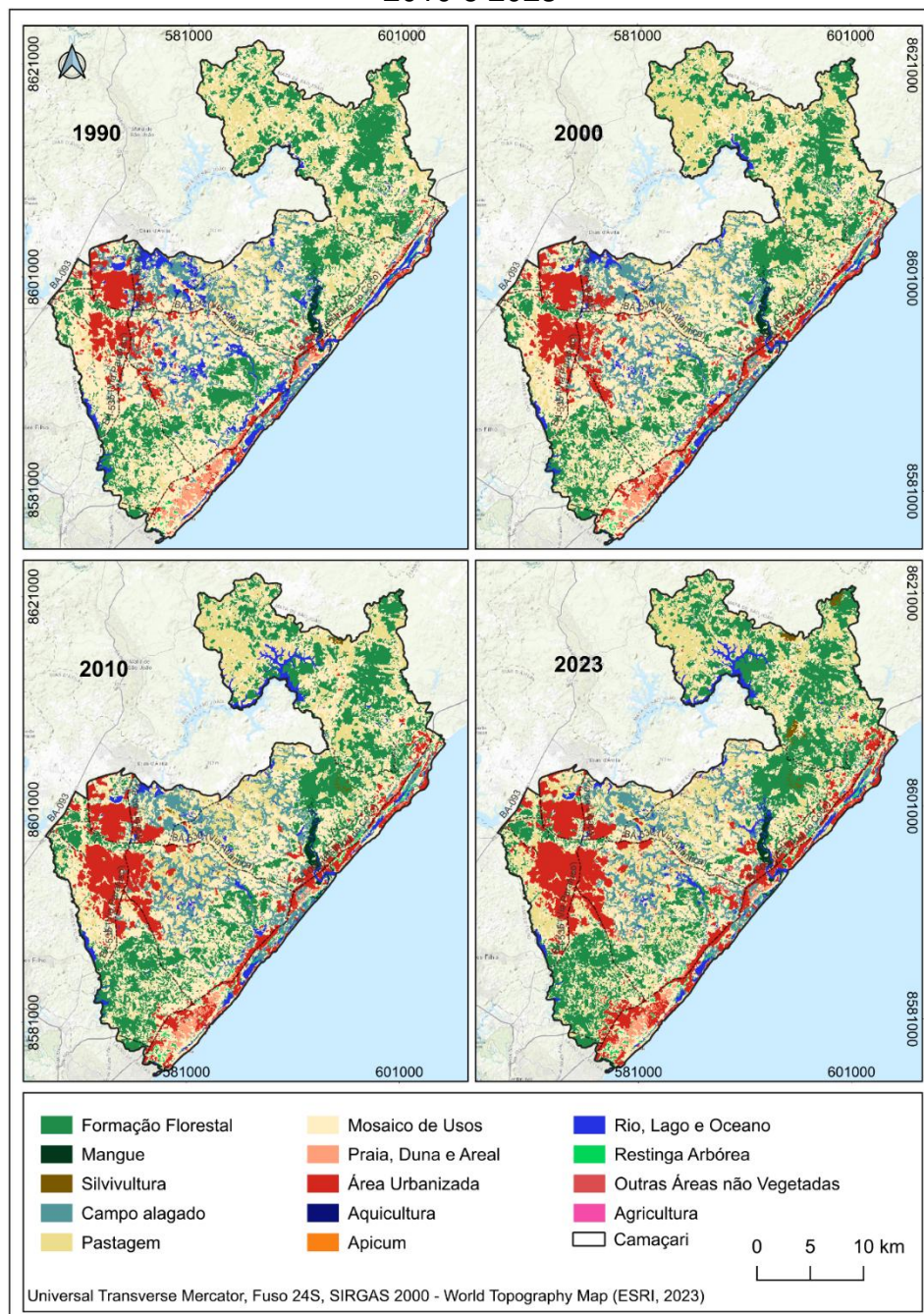
Fonte: Elaborado pela autora calculados a partir do uso e ocupação da terra do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

Nota: valores abaixo de 1% foram ocultados.

*No data são pixels que não contêm valores relacionados a alguma classe em algum dos anos.

A análise espaço-temporal contribuiu para identificar porções da paisagem onde a perda de floresta foi significativa e como a configuração do habitat pode intensificar os efeitos dessa perda. Na Figura 6, observamos que a perda da Floresta Ombrófila Densa foi mais acentuada nas áreas centro-sul e nordeste da paisagem. Por outro lado, o aumento dessa classe, impulsionado pela regeneração florestal, ocorreu principalmente nas porções sudoeste e centro-norte.

Figura 6 - Uso e cobertura da terra na paisagem de Camaçari, BA, em 1990, 2000, 2010 e 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

Em 1990, 494,08 km² (63%) da área do município já era antropizada (Área não vegetada e Agropecuária), mantendo a proporção em 2023, com 493,58 km² (63%). As mudanças verificadas aqui estão principalmente relacionadas com o crescimento populacional e mudança da atividade produtiva (Souza, 2006; Andrade, 2008; IBGE, 2019; Mendes, 2020; IBGE, 2022), conforme detalhado no item 3.2

Na matriz antrópica, a classe Mosaico de Usos apresenta a maior transição do período, em área, com perda de 106,68 Km², seguida pela classe Área urbanizada, com ganho de 54,28 km².

Na classe Mosaico de Usos predominam áreas de uso agrícola ou pecuário, com ou sem remanescentes de vegetação nativa, na qual não é possível distinguir um uso predominante entre agricultura, pecuária, uso misto ou remanescente de vegetação nativa (Parente *et al.*, 2020), tornando a paisagem complexa.

Este fato instiga uma pesquisa mais detalhada em relação a matriz da paisagem, dada a importância de se ter uma matriz de alta qualidade que seja permeável e favoreça a conectividade entre os habitats, assim, também, os processos ecológicos (Haddad *et al.*, 2015; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2022).

Segundo Fischer *et al.* (2006) onde a proporção de terra ocupada pela matriz é grande e as áreas de vegetação nativa são pequenas ou mal conectadas, é importante manter uma matriz estruturalmente complexa, incluindo trechos estruturalmente característicos de vegetação nativa, corredores e trampolins entre eles e tampões em torno de áreas sensíveis.

A matriz também é composta pela classe Formação natural não florestal, formada pelas classes Campo alagado, Outras formações não florestais, Apicum e Restinga herbácea, quase inexpressivas na paisagem (Tabela 1).

A classe Campo alagado é caracterizada pela presença de vegetação predominantemente herbácea com adaptações ao alagamento permanente ou temporário (Projeto MapBiomias, 2024), importantes para anfíbios, répteis e para as aves migratórias, que dependem desses locais para reprodução e alimentação.

Os remanescentes de vegetação nativa das classes Mosaico de usos e Campo alagado são classificadas em outros mapeamentos de vegetação, a saber IBGE (2012) e INEMA (2014), como área de vegetação original de Savana, podendo contribuir para uma matriz mais permeável.

Matriz com estrutura de vegetação semelhante a manchas de vegetação nativa (com baixo contraste) trará inúmeros benefícios ao funcionamento do ecossistema,

em especial o fornecimento de habitat para algumas espécies nativas, conectividade de paisagem aprimorada e efeitos de borda reduzidos (Fischer *et al.*, 2006).

A classe Floresta, englobando as classes Formação Florestal (representada pela Floresta Ombrófila Densa), Restinga arbórea e Mangue, ocupava 173,57 km² (22%) da paisagem, em 1990, e 202,58 km² (26%), em 2023 (Tabela 1). A Floresta Ombrófila Densa é responsável pelo aumento da quantidade total de florestas na paisagem, já que o aumento de área de Restinga arbórea e Mangue foram inexpressivos.

Autores como Fahrig (2003), Villard e Metzger (2014), Arroyo-Rodríguez *et al.* (2022), relacionam positivamente a maior quantidade de habitat com a disponibilidade de recursos, ao aumento do tamanho das populações, a maior diversidade genética e de táxons e a persistência de espécies especialistas.

A quantidade de habitat florestal na paisagem de Camaçari está abaixo do valor proposto por Arroyo-Rodríguez *et al.* (2022) desde 1990 e, assim continua, mesmo com o aumento de 4% em área florestal.

Segundo Arroyo-Rodríguez *et al.* (2022), paisagens de tamanho apropriado devem conter 40% ou mais de cobertura florestal, para garantir a persistência e a preservação da maior parte da vida selvagem, no caso de paisagens com matriz de baixa qualidade ou nos trópicos. Sendo destes 40%, 10% em um único ou poucos fragmentos e os outros 30% distribuídos uniformemente em fragmentos menores dispersos.

O limiar de fragmentação, conforme Andrén (1994) e Villard e Metzger (2014), é o mínimo de cobertura de habitat acima do qual a ocorrência e a abundância de espécies são influenciadas apenas pela perda do habitat e não pela configuração, e abaixo do qual, os efeitos negativos da configuração (tamanho dos fragmentos e o isolamento) reforçarão o efeito da perda de habitat com declínio do tamanho da população mais rápido. Assim, abaixo deste limiar, a configuração dos elementos da paisagem tem potencial de reduzir ou mitigar os efeitos da perda de habitat.

Para Andrén (1994) e Fahrig (1998), este limiar pode situar-se entre 10 e 30% do habitat adequado remanescente na paisagem para aves e mamíferos, destacando, nos resultados de suas análises, que em paisagens com cerca de 20% do habitat original, os efeitos da configuração começaram a surgir. Pesquisas (Fahrig, 2003; Pardini *et al.*, 2010; Metzger, 2010) apontam o limiar de fragmentação de 30%.

Em 2023, a paisagem de Camaçari apresentava apenas 25% de cobertura florestal. Ao compararmos este valor com os limiares de fragmentação propostos por Fahrig (2003), Pardini *et al.* (2010), Metzger (2010) e Arroyo-Rodríguez *et al.* (2022) constatamos que a quantidade de habitat está abaixo do mínimo necessário para a conservação da biodiversidade. Essa situação persistiu ao longo de todos os anos analisados, mesmo com o aumento da área florestal registrado no período.

Estudo recente (Vancine *et al.*, 2023) mostrou que do total de Mata Atlântica, apenas 22,9% correspondem à floresta, abaixo dos limiares de fragmentação recomendados. Em paisagens assim é importante prever configurações que resultem em maior conectividade funcional e, portanto, maior probabilidade de persistência das espécies (Villard; Metzger, 2014).

Analisando as mudanças entre as classes de uso e cobertura da terra (Tabela 2), 64,79 km² da classe Mosaico de uso passou a ser ocupado pela Floresta Ombrófila Densa e 32,39 km² de Floresta Ombrófila Densa foi desmatada e transformada em Mosaico de usos, no período analisado (Tabela 2).

Tabela 2 - Quantificação da transição, em km², entre as classes de uso e cobertura da Terra, na paisagem de 1990 e 2023

Classes de uso e cobertura da terra	2023											
	Formação Florestal	Mangue	Silvicultura	Campo Alagado	Pastagem	Mosaico de Usos	Praia, Duna e Areal	Área Urbanizada	Áreas não Vegetadas	Rio, Lago e Oceano	Restinga Arbórea	
1990												
Formação Florestal	119,17	0,19	1,34	0,01	12,23	32,39		1,16	0,22	0,45		
Mangue	0,07	3,42				0,01				0,22	0,03	
Silvicultura						0,01						
Campo Alagado	0,03	0,01	0,01	47,32	5,28	8,92	0,05	5,65	0,45	0,93	0,03	
Pastagem	9,01	0,00	1,59	0,09	35,58	27,70		4,57	0,72	1,68	0,00	
Mosaico de Usos	64,79	0,03	1,47	2,60	68,59	169,69	0,17	38,30	3,91	5,81	1,91	
Praia, Duna e Areal				0,29	0,16	1,83	7,34	4,39	0,59	0,08	0,01	
Área Urbanizada				0,01	0,01	0,04	0,25	51,69		0,01		
Áreas não Vegetadas	0,02		0,10	0,26	1,05	1,38	0,04	0,08	0,87	0,04		
Rio, Lago e Oceano	1,98	0,20	0,05	9,76	1,98	7,80	0,05	0,21	0,42	14,98	0,16	
Restinga Arbórea	0,00	0,03	0,00	0,01	0,04	0,83	0,00	0,24	0,01		1,50	

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

Tanto a perda quanto a regeneração de habitats nativos acontecem concomitantemente nas paisagens. Assim, a quantidade de hábitat pode permanecer

estável em dois períodos diferentes, mesmo tendo havido perda e regeneração de habitat, o que gera significativas alterações na qualidade do habitat, tornando o cenário bastante complexo (Martensen *et al.*, 2017).

Do total de florestas em 2023, 202,58 km², pouco mais de 124 km² (61,4%) são florestas mais maduras, representadas por aquelas que existiam em 1990 e em 2023, e aproximadamente 78 km² (38,6%) são florestas mais jovens, que não existiam em 1990, mas sim em 2023, ocupando 16% e 10% da área da paisagem, respectivamente (Tabela 3).

Este cenário ratifica a importância da regeneração da floresta na composição da paisagem estudada, já que esta regeneração que ocorreu foi maior que a área desmatada, de 48,53 km², no período analisado (Tabela 3).

Tabela 3 - Quantificação da transição, em km² e porcentagem, entre as classes de uso e cobertura da Terra, em Camaçari, em 2023

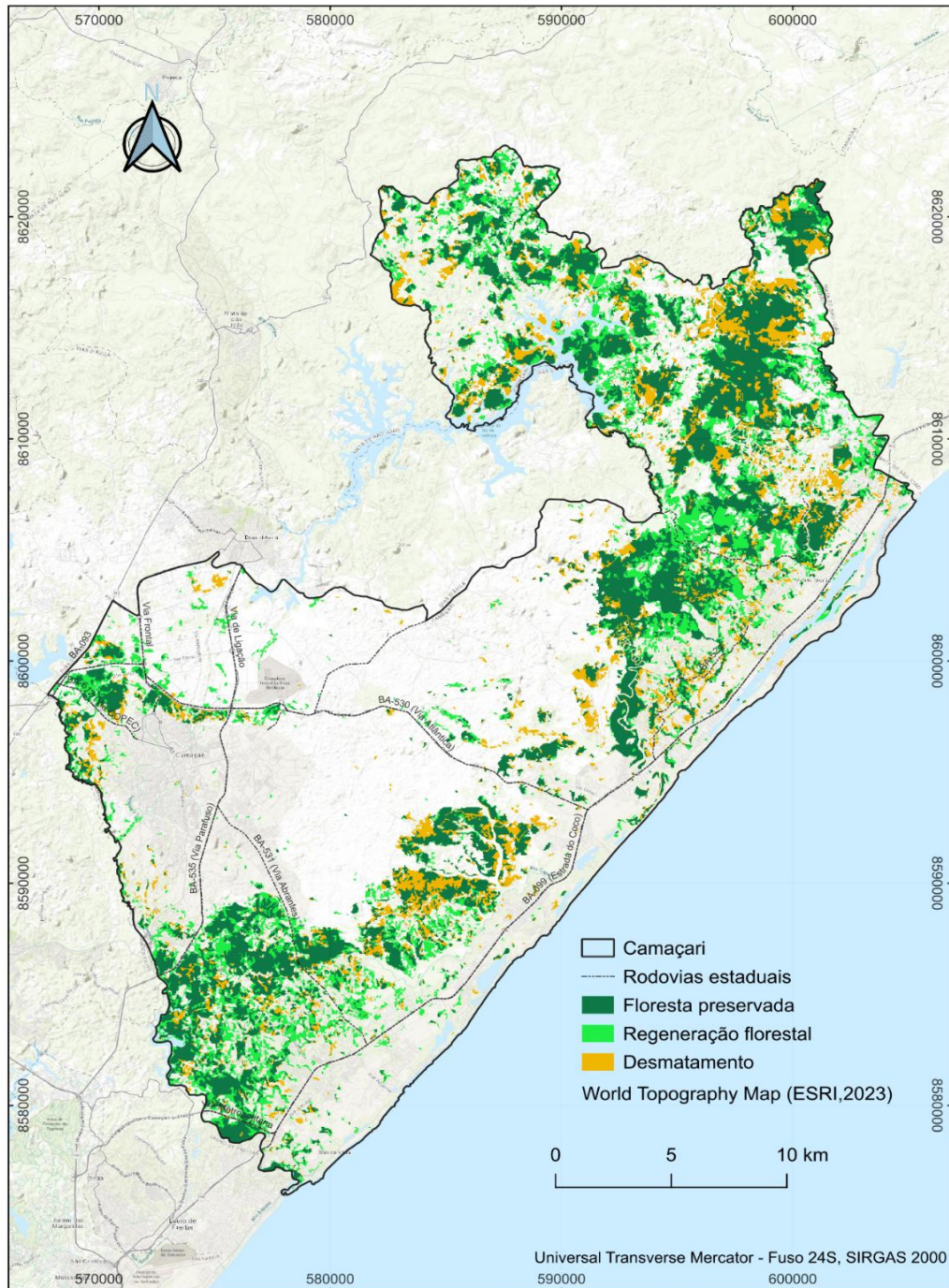
Classe	Área ocupada	
	(km ²)	(%)
Total	785,42	100
Florestas mais maduras	124,40	16%
Floresta mais jovens	78,18	10%
Desmatamento	48,53	6%
Áreas antropizadas	444,46	57%
Corpo d'água	22,89	3%
Outras transições	66,96	9%

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

Apesar disso, Arroyo-Rodríguez *et al.* (2022) destacam o cuidado em considerar as florestas jovens como parte dos 40% de cobertura florestal, visto que florestas secundárias de sucessão tardia são habitats mais adequados para muitas espécies florestais especializadas, enquanto as florestas em sucessão inicial funcionam melhor quando consideradas para aumento da permeabilidade da matriz, conectividade ecológica e diminuição dos efeitos negativos de borda.

A Figura 7, apresenta os resultados das mudanças relacionadas à classe Floresta na configuração da paisagem de Camaçari, considerando o período de 1990 a 2023, indicando as áreas de floresta mais maduras (preservadas), florestas mais jovens (regeneração florestal) e desmatamento.

Figura 7 – Categorias de conservação das florestas, em Camaçari, considerando o período de 1990 a 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomass, coleção 9 (2024).

Afirmções sobre os estágios sucessionais necessitam de análise e verificação em campo, visto que, como afirma Martensen (2021), a regeneração de habitats é pouco estudada, e depende de múltiplos fatores bióticos (ex. distância de fontes de sementes e propágulos), abióticos (ex. solo) e antropogênicos (ex. tempo desde a última perturbação, uso do solo).

Na Mata Atlântica, a dinâmica temporal da paisagem de 1986 a 2005 revelou

uma redução na área total de florestas de 4,87 mil hectares, caracterizado por desmatamento e diminuição no número de fragmentos florestais, por outro lado entre 2005 e 2020, houve um aumento de 981.000 ha, caracterizado por uma maior estabilidade na cobertura vegetal e um aumento no número de fragmentos (Vancine *et al.*, 2023).

Essas mudanças na estrutura da paisagem para a Mata Atlântica apontaram que a regeneração natural, junto com a legislação e pequenas ações de restauração, parecem ter afetado a dinâmica espaço-temporal, no período de 1986 a 2020 (Vancine *et al.*, 2023).

A paisagem de Camaçari exibe um contraste marcante: enquanto a porção sudoeste apresenta uma predominância de florestas jovens, as regiões central e nordeste sofreram intenso desmatamento (Figuras 6 e 7). A expansão de pastagens, mosaicos de uso e áreas urbanizadas foram os principais vetores desse desmatamento.

Ao considerar apenas a floresta madura como habitat, que representa apenas 16% da paisagem, a área mínima de habitat fica drasticamente abaixo dos limiares de fragmentação propostos por Arroyo-Rodríguez *et al.* (2022), Fahrig (2003), Pardini *et al.* (2010) e Metzger (2010).

A redução da área de habitat pode desencadear extinções em massa de diversas espécies, provocando a desestruturação de ecossistemas inteiros, processo conhecido como limiares de extinção (Andrén, 1994). Fahrig (2003) conceitua como nível limite de habitat, abaixo do qual a população não pode se sustentar.

Segundo Villard e Metzger (2014), abaixo desse limiar, a persistência de uma espécie torna-se inviável. Entre os limiares de fragmentação e extinção, a ocorrência e abundância das espécies dependem tanto da quantidade quanto da configuração do habitat. A configuração dos fragmentos, em particular, desempenha um papel crucial na persistência das espécies (Andrén, 1994; Fahrig, 1998; Villard; Metzger, 2014; Püttker *et al.*, 2020)."

Assim, para paisagem de Camaçari, além de priorizar a conservação das florestas, especialmente as consideradas nesta pesquisa como florestas mais maduras, é preciso propor uma configuração favorável que garanta a persistência de espécies-chaves.

O alto dinamismo das paisagens, com perdas e ganhos de habitats com grande rapidez possuem efeitos conjuntos que podem ser divididos em dois tipos: legado

espaço-temporal e caminho espaço-temporal (Martensen *et al.*, 2017; Martensen, 2021). A possibilidade de um indivíduo se mover de um determinado local com hábitat em um tempo 1 (t1) para um local com hábitat em um tempo 2 (t2), é apresentado por Martensen *et al.* (2017) e está relacionada com o dinamismo das paisagens. Estudos que consideram esse dinamismo podem contribuir para melhor entendimento da relação entre a estrutura da paisagem e os processos ecológicos que ocorrem nos habitats ao longo do tempo.

A perda de fragmentos-chave na área central da paisagem estudada (Figura 6) compromete a percolação e a conectividade funcional para espécies florestais. Esses fragmentos poderiam estar atuando como 'stepping stones' (Forman, 1995), facilitando o deslocamento de organismos que não se dispersam facilmente.

A percolação, definida por Metzger (2010) como a capacidade de um organismo cruzar a paisagem sem sair do habitat, depende da quantidade mínima de habitat (limiar de percolação) e da configuração da paisagem (Metzger, 2001). Assim, a nova configuração da paisagem, resultante da perda de habitats, intensifica os efeitos negativos sobre a conectividade.

4.3.2 Caracterização e mudanças no habitat florestal

O Índice do maior fragmento (LPI) da classe Floresta se manteve relativamente estável (Tabela 4), oscilando entre os períodos analisados, de 2,24 a 3,97, sempre bem abaixo do recomendado pelos autores.

Este Índice quantifica a porcentagem da área total da paisagem ocupada pelo maior fragmento da classe (McGarigal; Marks, 1995). Arroyo-Rodríguez *et al.* (2020) sugerem que seja apropriado manter 10% da paisagem como um único ou poucos fragmentos de habitat e outros 30% em fragmentos de habitats menores dispersos uniformemente na matriz.

Para determinadas espécies, o maior fragmento da paisagem pode ser relacionado com os outros fragmentos sob a perspectiva do modelo de metapopulação sistema "fonte-escoadouro" (*source-sink systems*) (Plagia *et al.*, 2006). O maior fragmento pode ser considerado um habitat fonte, que produz excesso demográfico, e os outros fragmentos menores, habitats escoadouro, que recebem os imigrantes do habitat fonte para garantir a persistência das espécies.

Tabela 4 - Índice do maior fragmento da classe Formação Florestal, em porcentagem, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023

Métrica	1990	2000	2010	2023
LPI (%)	3,11	2,24	2,61	3,97

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

Considerando o ganho e perda de fragmentos na paisagem, houve diminuição do número de fragmentos (NP) no período 1991 - 2010, o que pode ser resultado da extinção ou união de fragmentos, e posterior aumento do número de fragmentos entre 2010 e 2023, chegando a ultrapassar o número de fragmentos inicial (Tabela 5).

Tabela 5 – Números de fragmentos e fragmentos core da classe Formação Florestal, em unidades, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023

Categoria	Métrica	Anos			
		1990	2000	2010	2023
Subdivisão	NP (und)	2.623	2.676	2.522	2.780
	NCORE (und)	1.441	1.447	1.519	1.605

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

Estudos sobre a Mata Atlântica, como o de Vancine *et al.* (2023), revelam dinâmicas complexas na fragmentação da paisagem. Entre 1986 e 2005, houve uma queda significativa no número de fragmentos, com os fragmentos perdidos sendo ligeiramente maiores que os regenerados. No entanto, o período subsequente (2005 em diante) mostrou um aumento no número de fragmentos, com a tendência oposta: fragmentos perdidos menores que os regenerados.

Na paisagem de Camaçari, observamos um aumento no tamanho médio dos fragmentos ao longo do período analisado (1990-2023), acompanhado por um aumento na variação de tamanho. Isso indica que, embora os fragmentos estejam ficando maiores em média, a paisagem apresenta uma maior diversidade de tamanhos de fragmentos.

A fragmentação, definida como a ruptura da continuidade da paisagem (Metzger, 2012), nem sempre está associada à perda de habitat. A análise do número de fragmentos (NP) e da área total da classe (CA) sugere que, inicialmente, houve perda de habitat sem fragmentação, seguida por regeneração de áreas separadas dos fragmentos existentes.

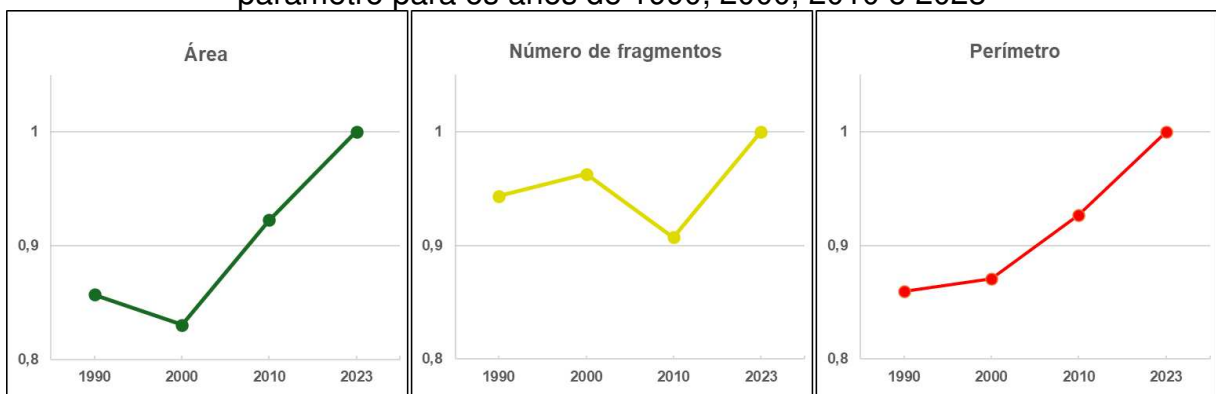
Essa interpretação é corroborada pela análise da evolução das métricas de

área, número de fragmentos e perímetro (Figura 8), utilizadas no algoritmo de árvore de decisão de Bogaert *et al.* (2004) para identificar os processos espaciais de transformação na paisagem de Camaçari (Quadro 3).

Utilizando a árvore de decisão baseada nas tipologias de Bogaert *et al.* (2004), foram identificados os processos de transformação da paisagem estudada. Essa árvore considerou métricas essenciais da estrutura da paisagem, como área, perímetro e número de fragmentos.

No período 1990 - 2000, ocorreu o processo de fragmentação (Quadro 3), criando fragmentos desiguais em tamanho e disjuntos, isolados ou semi-isolados (Bogaert *et al.*, 2004). Isso aumentou o número de fragmentos e reduziu a área da classe analisada (Figura 8, Quadro 3).

Figura 8 - Evolução da área (a), número de fragmentos (n) e perímetro (p) para o período analisado. Os parâmetros são expressos em relação ao valor máximo do parâmetro para os anos de 1990, 2000, 2010 e 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Mapbiomas (2024) e Bogaert *et al.* (2004).

Quadro 3 - Indicação dos processos que ocorreram em Camaçari em cada período analisado, conforme transformações nas quantidades de área (a), número de fragmentos (n) e perímetro (p)

PERÍODO	TRANSFORMAÇÃO			PROCESSO
	Número de fragmentos	Área	Perímetro	
1990 - 2000	$n1 > n0$	$a1 < a0$	$p1 > p0$	Fragmentação
2000 - 2010	$n2 < n1$	$a2 > a1$	$p2 > p1$	Agregação
2010 - 2023	$n3 > n2$	$a3 > a2$	$p3 > p2$	Criação

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Mapbiomas (2024) e Bogaert *et al.* (2004).

A agregação ocorreu no segundo período (2000 - 2010) (Quadro 3), com a fusão de fragmentos por conexão física, formando novos fragmentos por união. No terceiro período, 2010 - 2023, foram observados novos fragmentos devido à criação, que pode

ter sido resultante de florestamento antrópico ou sucessão ecológica.

Enquanto o processo de fragmentação envolve degradação da cobertura do solo, os processos de agregação e criação implicam o aparecimento de novas unidades de cobertura do solo.

As novas áreas florestais, resultado da agregação ou criação de fragmentos, desempenham um papel crucial na paisagem, possuindo grande potencial para mitigar a perda de habitats ou a fragmentação daqueles previamente existentes. De modo geral, os resultados mostrando o aumento do tamanho médio dos fragmentos, incluindo o maior fragmento da paisagem, indicam que a composição atual da paisagem é mais favorável à conservação da biodiversidade em comparação ao início do período analisado.

Conforme apontam Malvido e Arroyo-Rodríguez (2008), a fragmentação altera o microclima ao redor dos fragmentos, afetando a sobrevivência de espécies, interações bióticas e ecossistemas. Alguns efeitos são imediatos (mudanças na estrutura e composição das bordas da floresta), enquanto outros surgem a longo prazo (mudanças genéticas, extinção de espécies).

Uma estratégia eficaz para reduzir os efeitos negativos da fragmentação, especialmente o efeito de borda, é maximizar a área central dos fragmentos florestais. Em ecologia da paisagem, essa área, livre de influências externas, é conhecida como área core ou núcleo.

O número de áreas core (NCORE) na paisagem está relacionado tanto ao NP quanto ao tamanho médio dos fragmentos e sua forma. Fragmentos com formatos mais irregulares tendem a ter menos área core em comparação com fragmentos, de mesma área, com formato regular.

Enquanto o NP aumentou em 157 fragmentos ao final do período, o NCORE aumentou em 165 fragmentos, indicando que o aumento no número de áreas core foi praticamente resultante do aumento no número de fragmentos.

Por outro lado, o aumento de 27,91 km² na área florestal da paisagem, não foi acompanhado proporcionalmente pelo aumento da área core total (TCA) (Tabela 6). TCA é igual à soma das áreas core de todos os fragmentos da classe correspondente. A área core total da paisagem aumentou apenas 15,8 km² (Tabela 6). Mudanças na forma dos fragmentos influenciaram o número e o tamanho da área core (área central). Formas mais regulares maximizam a área core (Odum; Barrett, 2007).

O CAI é o índice de área core. É igual à área core do fragmento (m²) dividida

pela área total do fragmento (m²), multiplicada por 100, ou seja, CAI é igual a porcentagem do fragmento que é composta pela área core. Quando um fragmento está quase totalmente sob o efeito de borda e perde sua área central, o valor de CAI se aproxima de zero.

O percentual médio da área core dos fragmentos (CAI_MN) em Camaçari diminuiu, indicando um aumento dos efeitos de borda nos fragmentos (Tabela 6).

Tabela 6 - Área e área core da classe Formação Florestal, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023

Categoria	Métrica	Anos			
		1990	2000	2010	2023
Área					
	AREA_MN (ha)	6,37	6,05	7,13	7,02
	AREA_SD (ha)	65,08	54,69	76,36	95,92
Área Core					
	TCA (km²)	97,38	91,55	103,74	113,18
	CPLAND (%)	12,35	11,61	13,15	14,35
	CAI_MD (%)	5,82	5,91	6,01	4,97
	CORE_MN (km²)	3,71	3,42	4,11	4,07

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

O aumento do total de borda, revelado pela métrica densidade de borda (ED) da classe na paisagem (Tabela 7), também está relacionado aos efeitos da fragmentação.

Tabela 7 - Métrica densidade de borda, em m/ha, da classe Formação Florestal em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023

Categoria	Métrica	Anos			
		1990	2000	2010	2023
Borda	ED (m/ha)	18,65	18,88	20,10	21,69

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 8 (2024).

O aumento na proporção de borda torna os fragmentos mais susceptíveis às perturbações antrópicas e naturais. Quanto maior a proporção de borda de um fragmento, menor será sua área core proporcional. Isso intensifica as mudanças no ecossistema na área de transição entre os fragmentos e as áreas a matriz circundante (a área fora do fragmento), conhecido como efeito de borda (Rigueira; Mariano-Neto, 2015).

A modificação climática é uma resposta inicial à criação de bordas (Scariot *et*

al., 2003). Essas alterações podem incluir mudanças no microclima (temperatura, umidade, luz), na composição do solo e na presença de espécies invasoras, e podem ter impactos negativos na biodiversidade, pois afetam a qualidade do habitat para muitas espécies.

Laurance (2014) e Broadbent *et al.* (2008) descreveram a fragmentação florestal como o aumento da borda florestal e a subdivisão de grandes áreas florestais em fragmentos menores, além da redução simultânea da área florestal. Em Camaçari, apesar de não haver redução na área florestal, houve aumento no número de fragmentos, aumento de borda e diminuição das áreas core.

A redução dos efeitos de borda pode ser alcançada ao diminuir a razão entre perímetro e área dos fragmentos, visto que a razão entre perímetro e área indica a quantidade de borda em relação ao tamanho do fragmento. Fragmentos de habitat alongados ou irregulares têm mais borda em relação ao seu tamanho do que fragmentos mais próximos ao círculo ou quadrado. Essa abordagem pode orientar ações de restauração, priorizando áreas próximas a fragmentos com formas irregulares, para melhorar sua forma e reduzir a quantidade de borda, o que pode ter implicações significativas para a conservação da biodiversidade.

Na avaliação temporal da paisagem, é redundante analisar a métrica total de borda e densidade de borda (ED). Neste sentido, apenas ED foi analisado nesta pesquisa.

Almenar *et al.* (2019) associa o aumento da ED à maior fragmentação. Segundo o autor, se TCA aumenta e ED diminui, o aumento de TCA ocorre devido a expansão de fragmentos existentes. Já, o aumento de TCA junto com o aumento da densidade de borda indica aumento em N CORE, confirmando uma paisagem mais fragmentada, com maior intensidade dos efeitos de borda, mesmo com o ganho em área florestal.

A análise da conectividade da paisagem, crucial para compreender os efeitos da fragmentação, ganha relevância especial quando relacionada aos limiares de fragmentação. Segundo Andrén (1994) e Villard e Metzger (2014), o limiar de fragmentação representa o ponto crítico onde a configuração da paisagem, como o tamanho e o isolamento dos fragmentos, passa a influenciar drasticamente a ocorrência e abundância de espécies. Abaixo desse limiar, a configuração pode intensificar os efeitos negativos da perda de habitat, resultando em declínios populacionais acelerados.

Nesse contexto, o índice de proximidade (PROX) torna-se uma ferramenta valiosa. Desenvolvido por Gustafson e Parker (1992) e implementado no software Fragstats (McGarigal; Marks, 1995), o PROX avalia a conectividade considerando o tamanho e a proximidade dos fragmentos dentro de um raio de busca específico. Ao contrário de medidas que consideram apenas o vizinho mais próximo, o PROX calcula a distância entre o fragmento focal e todos os outros fragmentos dentro do raio definido. Por ser adimensional, seus valores absolutos têm pouca relevância interpretativa (McGarigal, 2024). Sua utilidade reside na comparação de padrões de conectividade entre diferentes paisagens ou na análise da mesma paisagem ao longo do tempo, auxiliando na identificação de áreas onde a configuração da paisagem pode estar exacerbando os efeitos da fragmentação.

PROX é uma medida de distância ponderada pela área, ou seja, ela avalia tanto o grau de isolamento dos fragmentos quanto a distribuição dos habitats na vizinhança determinada (McGarigal, 2024). Valores elevados indicam que fragmentos maiores e mais próximos estão presentes na vizinhança.

Tal como os efeitos de borda, este índice é funcional, ou seja, deve ser analisado em perspectiva centrada no organismo.

Ao monitorar o PROX, os gestores de conservação podem identificar áreas prioritárias para restauração e criação de corredores ecológicos, visando aumentar a conectividade e reduzir o risco de extinção.

Na paisagem de Camaçari, esse índice aumentou em mais de 100% no período analisado (Tabela 8), indicando melhoria na vizinhança dos fragmentos em relação à proximidade e ao tamanho dos fragmentos vizinhos.

Tabela 8 - Métricas de proximidade/isolamento, adimensional, e agregação, em porcentagem, da classe Formação Florestal, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023

Categoria	Métrica	Anos			
		1990	2000	2010	2023
Proximidade/ Isolamento					
	PROX_MN	721,49	589,50	1.140,19	1.742,15
	PROX_SD	2.274,01	1.871,72	3.026,03	4.621,78
Agregação					
	AI (%)	87,18	86,59	87,16	87,21

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

Enquanto o índice de proximidade (PROX) nos fornece informações valiosas sobre a conectividade da paisagem, considerando a proximidade e o tamanho dos fragmentos, o índice de agregação (AI) oferece uma perspectiva complementar, focando na configuração interna dos fragmentos. Ao invés de avaliar a conectividade entre fragmentos, o AI analisa o grau de agrupamento dos habitats dentro de um mesmo fragmento.

Especificamente, o AI considera apenas as adjacências semelhantes da classe focal, ou seja, a frequência com que células de habitat estão adjacentes a outras células de habitat. A agregação máxima, representada por um valor de AI próximo de 100, ocorre quando há um único fragmento compacto, indicando alta coesão interna do habitat.

Em Camaçari, os valores de AI permaneceram estáveis durante o período analisado. Como AI permaneceu acima de 86 % (Tabela 8) em todos os anos analisados na paisagem de Camaçari, as florestas continuam bastante agregadas.

A predominância de florestas na macrozona rural do município, onde se concentram 74% da cobertura florestal total em 2023 (144 km²), apresenta um cenário com vantagens e desvantagens. Do lado positivo, ações de conservação podem ser direcionadas à macrozona rural para obter resultados significativos.

No entanto, a escassez de florestas na macrozona urbana destaca desafios às práticas de desenvolvimento voltadas para cidades mais adaptadas e resilientes, além de afastar áreas naturais essenciais para a qualidade de vida e bem-estar social.

4.3.3 Caracterização da paisagem por classe de tamanho dos fragmentos florestais

O número de fragmentos de tamanho de 5 a 10 ha (classe I) predominou na paisagem em todos os anos avaliados (Tabela 9), representando apenas 16% da área florestal. A pequena dimensão desses fragmentos resulta tanto no aumento do efeito de borda quanto na redução significativa da área central (core) (Figura 9)

Malvido e Arroyo-Rodríguez (2008) consideram o tamanho do fragmento como o atributo espacial mais importante, que afeta a manutenção da biodiversidade em uma paisagem fragmentada. Apesar da importância como elementos de conectividade, pequenos fragmentos impõem um limite ao tamanho da população que deixa as espécies vulneráveis à extinção local.

Tabela 9 - Número de fragmentos e número de fragmentos core por classes de tamanho dos fragmentos, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023

Métrica	ANO	CLASSES DE ÁREAS (ha)					TOTAL
		I (5 - 10)	II (>10 - 50)	III (>50 - 500)	IV (>500 - 2000)	V (>2000)	
Número de fragmentos - NP (und)							
	1990	2468 94,1%	112 4,3%	37 1,4%	5 0,2%	1 0%	2623
	2000	2514 93,9%	116 4,3%	41 1,5%	5 0,2%	0 0%	2676
	2010	2349 93,1%	128 5,1%	39 1,5%	4 0,2%	2 0,1%	2522
	2023	2638 94,9%	97 3,5%	39 1,4%	3 0,1%	3 0,1%	2780
Número de áreas core - N CORE (und)							
	1990	641 44,5%	344 23,9%	236 16,4%	182 12,6%	38 2,6%	1441
	2000	660 45,6%	339 23,4%	277 19,1%	171 11,8%	0 0,0%	1447
	2010	605 39,8%	365 24,0%	285 18,8%	154 10,1%	110 7,2%	1519
	2023	611 38,1%	312 19,4%	322 20,1%	97 6,0%	263 16,4%	1605

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

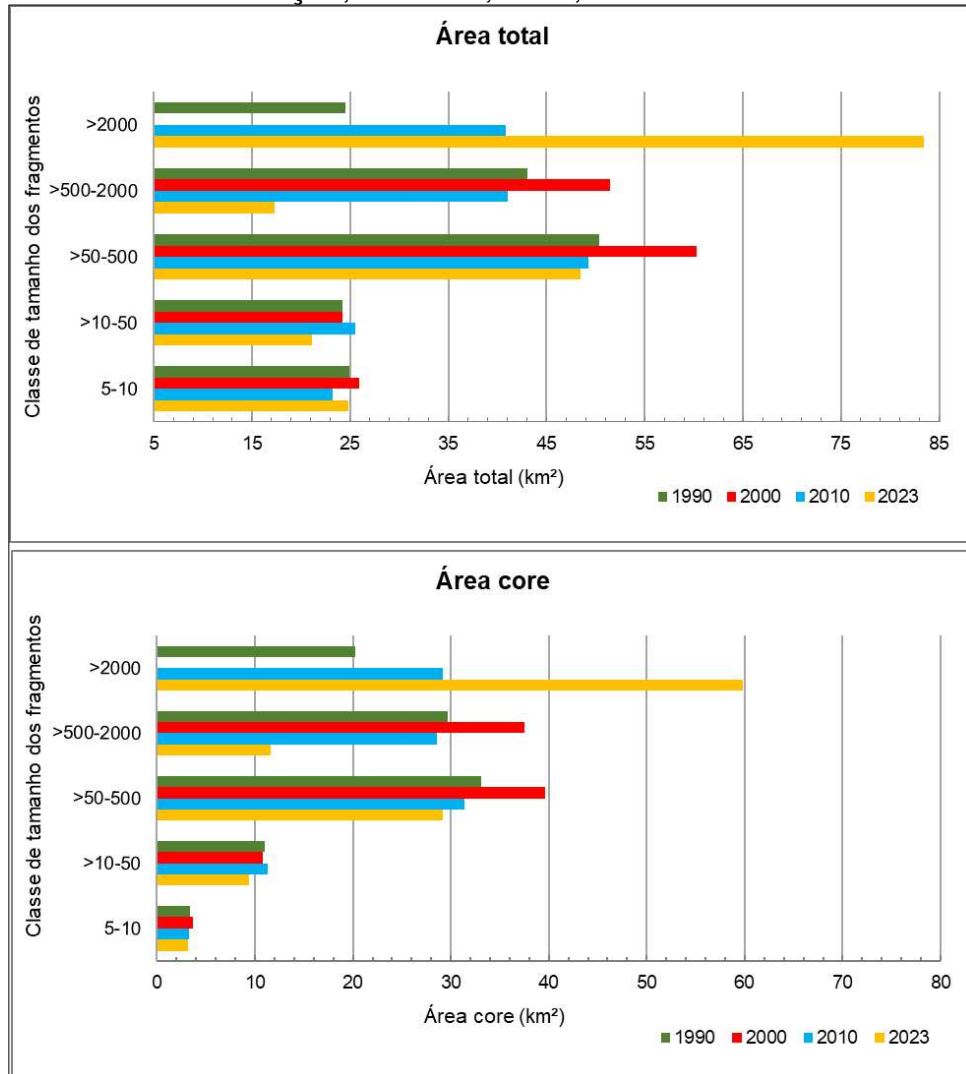
Por outro lado, esses fragmentos são inegavelmente importantes à medida que estão relacionados à conectividade da paisagem, uma vez que, para muitas espécies especialistas, funcionam como estrutura de deslocamento, diminuindo o isolamento entre fragmentos maiores.

Um estudo recente sobre a Mata Atlântica (Vancine *et al.*, 2023) revela um cenário preocupante, de alta fragmentação. Embora existam alguns fragmentos de vegetação nativa de grande porte, a maioria (97%) possui menos de 50 hectares, representando 22,2% da área total de floresta remanescente em 2020. Os autores também identificaram um processo de substituição de grandes áreas florestais por fragmentos menores, cada vez mais suscetíveis aos efeitos de borda, entre 1986 e 2020.

Para as florestas da Mata Atlântica o tamanho médio dos fragmentos florestais encontrado por Vancine *et al.* (2023) foi de 18,4 ha, 17,8 ha e 16,3 ha em 1986, 2005 e 2020, respectivamente. O tamanho médio dos fragmentos na paisagem de Camaçari foi de 6,4 ha, 6,0 ha, 7,1 ha e 7 ha, para os anos de 1990, 2000, 2010 e

2023, respectivamente.

Figura 9 - Área total e área core por classes de tamanho dos fragmentos, em Camaçari, em 1990, 2000, 2010 e 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

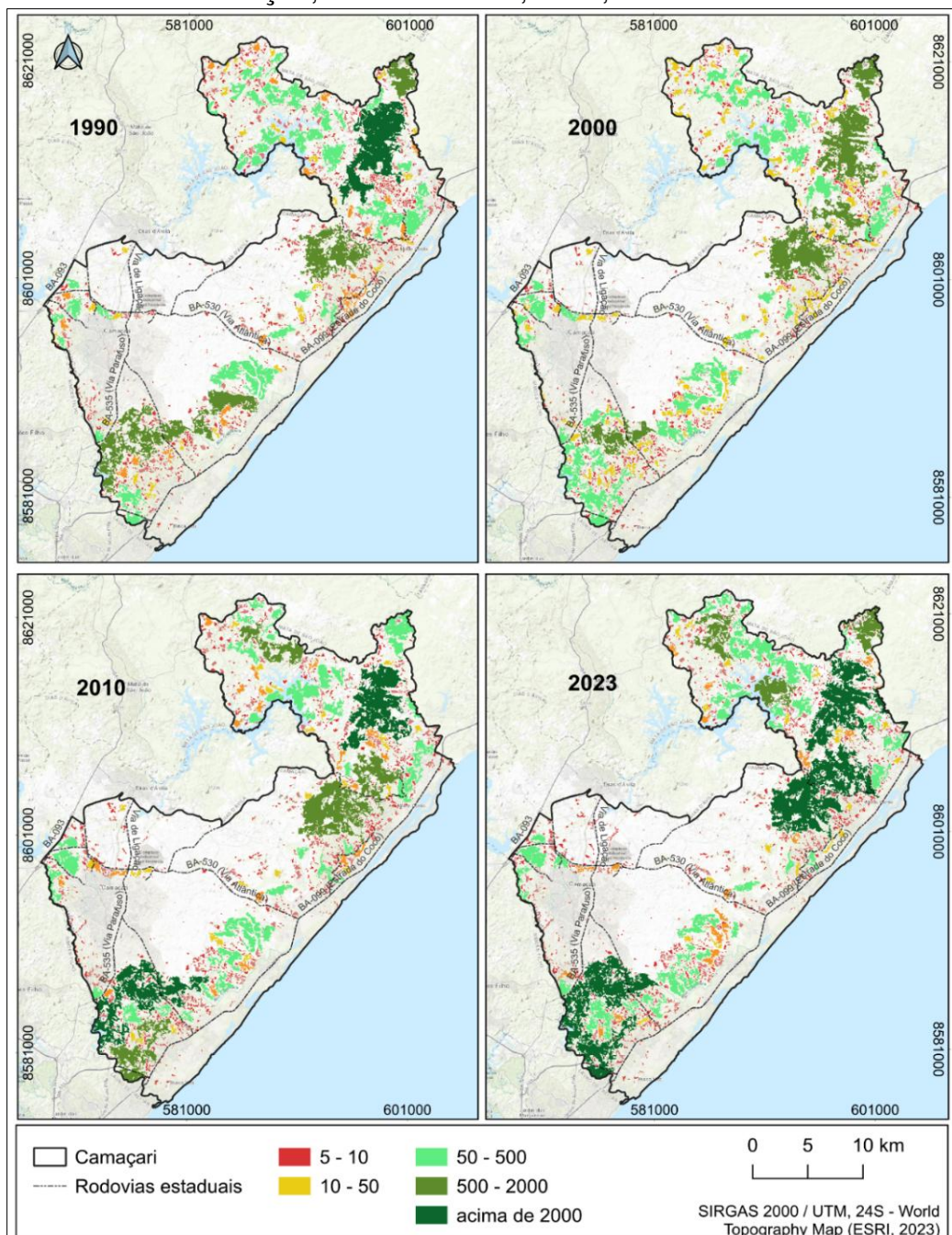
Antes de 2023, as classes III e IV (50 a 2000 ha), apesar de possuírem poucos fragmentos, representavam mais de 50% da área florestal de Camaçari (Tabela 9 e Figura 9). No entanto, a fusão de fragmentos dessas classes resultou na formação de três grandes fragmentos (classe V, acima de 2000 ha) em 2023. Esses fragmentos passaram a ocupar 41,4% da área florestal total, correspondendo a 83,4 km² ou 10,62% da paisagem.

Essa configuração atende à recomendação de Arroyo-Rodríguez *et al.* (2020), que sugere a manutenção de 10% da paisagem em um ou poucos fragmentos grandes e 30% em pequenos fragmentos uniformemente distribuídos, para favorecer a

biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Contudo, é importante notar que o maior desses fragmentos ocupa apenas 3,97% da área total em 2023.

A análise do mapeamento das classes de área (Figura 10) revela que a formação dos grandes fragmentos, em 2023, é resultado da regeneração florestal em torno dos fragmentos pré-existent, unindo-os, corroborando os resultados da árvore de decisão de Bogaert *et al.* (2004).

Figura 10 - Classes de tamanho dos fragmentos florestais, em hectares, em Camaçari, nos anos 1990, 2000, 2010 e 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

A regeneração florestal, seja natural ou antrópica, desempenha um papel crucial no aumento da área dos fragmentos e na melhoria da conectividade da paisagem, reduzindo o isolamento. Esse processo, que depende de fatores como uso e cobertura da terra, proximidade de propágulos, espécies colonizadoras, condições do solo e ausência de degradação, representa uma forma de restauração passiva, onde a floresta se estabelece sem intervenção humana direta.

Infelizmente, os três maiores fragmentos florestais da paisagem apresentam os piores índices de forma, com valores de 11,8, 12,8 e 15,5. Essas formas irregulares resultam em uma redução significativa da área central (core) dos fragmentos, intensificando os efeitos de borda e prejudicando a qualidade do habitat. A extensão desse impacto pode ser observada na quantidade de áreas centrais (263) presentes nesses fragmentos em 2023 (Tabela 9 e Figura 9).

Apesar do tamanho médio dos três maiores fragmentos ser de 27,81 km², a área central média é de apenas 19,94 km². Vancine *et al.* (2023) destacam a baixa proporção de fragmentos florestais entre 0,5 km² e 250 km² na Mata Atlântica (2,66% em 2020), o que ressalta a importância dos grandes fragmentos encontrados em Camaçari em escala de bioma.

A análise espaço-temporal, por meio de métricas da paisagem, contribui para a compreensão dos processos e transformações ocorridos na paisagem (Vancine *et al.*, 2023). Além disso, a avaliação do estado atual da paisagem é fundamental para o planejamento de um futuro sustentável, com estratégias que promovam a conservação da biodiversidade, a conectividade ecológica e a resiliência ambiental. Tais estratégias podem incluir a restauração de habitats degradados, a criação de corredores ecológicos e a implementação de práticas de uso sustentável da terra, integrando essas ações ao planejamento territorial para garantir a funcionalidade ecossistêmica a longo prazo.

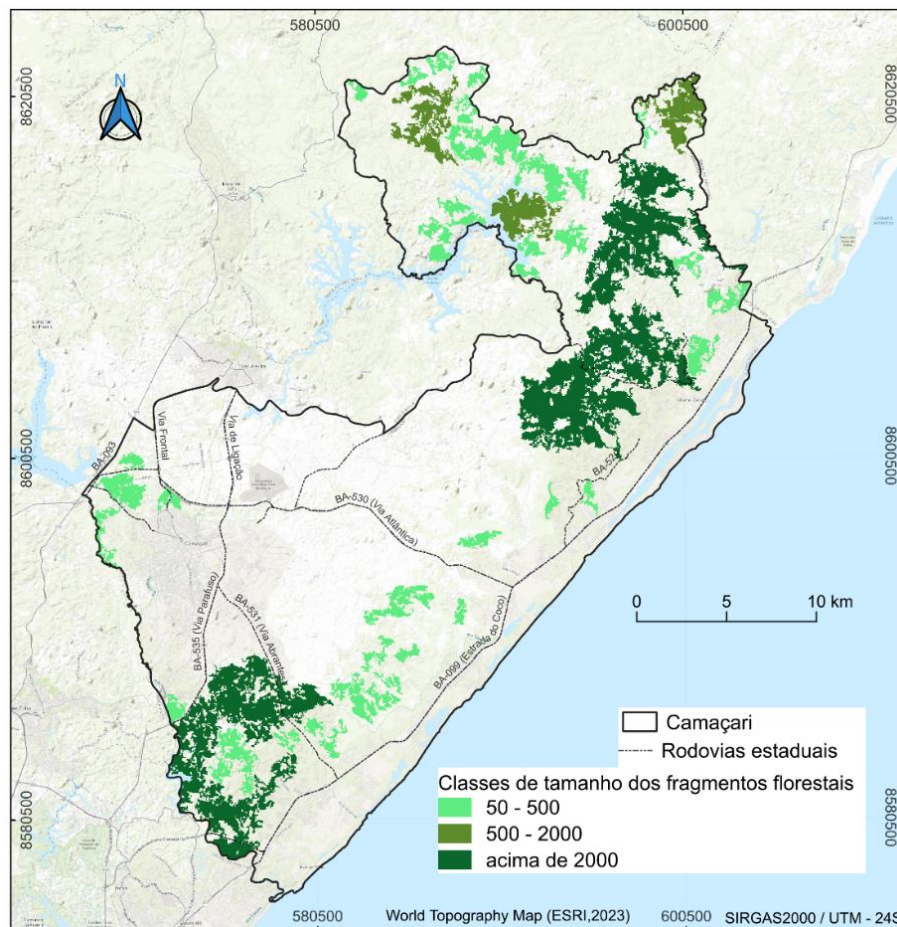
4.3.3 Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade na paisagem atual de Camaçari, Bahia

A disponibilidade de área mínima de habitat é fundamental para a persistência das espécies. A principal condição para manter um número mínimo viável de indivíduos de uma espécie é a disponibilidade de área mínima de habitat (Forman, 1995; Fahrig, 2001; Lang; Blaschke, 2009; Pardini *et al.*, 2010; Brown *et al.*, 2016).

Nesse contexto, a conservação de fragmentos maiores se torna crucial, embora não seja suficiente (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020; Fahrig, 2022).

Apesar de representarem menos de 3% do total de fragmentos florestais da Mata Atlântica, os fragmentos maiores de 50 ha ocupam quase 72% da área (Vancine *et al.*, 2023). De forma semelhante, na paisagem de Camaçari, esses fragmentos (Figura 11) ocupam 76,5% do total de florestas e abrigam as áreas com melhor qualidade de habitat, mas representam apenas 1,6% (45 fragmentos) do total de fragmentos. Na figura 11 também são destacados os 3 maiores fragmentos da paisagem (acima de 2000 hectares). Essa concentração de área em poucos fragmentos maiores levanta a questão da qualidade desses habitats, especialmente em relação aos efeitos de borda.

Figura 11 - Fragmentos florestal com tamanho acima de 50 hectares, em Camaçari, em 2023



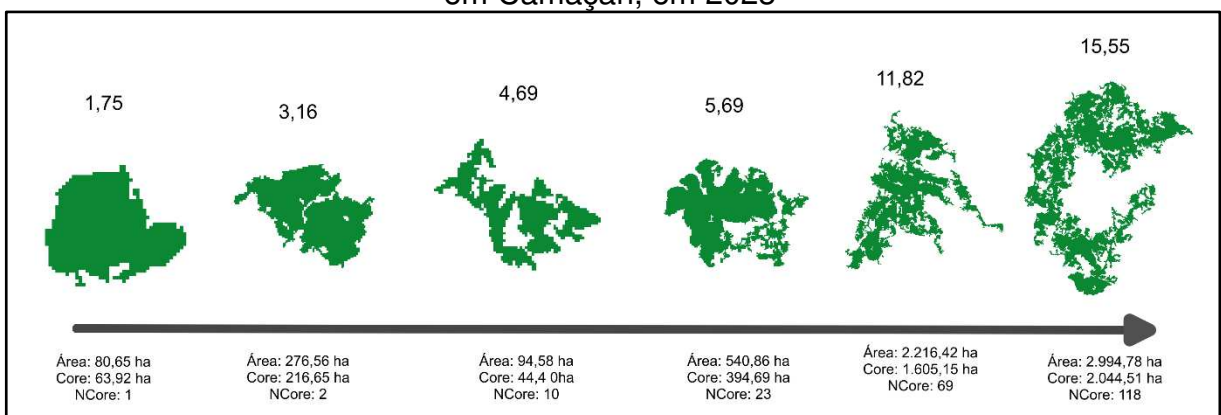
Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Mapbiomas, coleção 9 (2024).

Em geral, pequenos fragmentos estão mais sujeitos a efeitos de borda devido ao seu tamanho e formato (Fahrig, 2003). Embora os efeitos negativos do formato do

fragmento sejam reduzidos em fragmentos grandes, pois estes geralmente apresentam maior proporção de área (Malvido; Arroyo-Rodríguez, 2008), uma forma muito irregular pode reduzir significativamente a quantidade de área core quando comparada a fragmentos de tamanho um pouco menores e forma mais regular. Por isso, a análise integrada das métricas da paisagem é essencial.

O índice de proximidade (PROX) também é relevante para a qualidade do habitat. Em Camaçari, esse índice variou de 0 a 17.351. Para os maiores fragmentos, a mediana foi de 128 e a média de 2.593,69, com desvio padrão de 3.270,84, evidenciando grande variação nas condições de vizinhança e, conseqüentemente, na conectividade. A Figura 12 apresenta valores de SHAPE, área, área core e número de fragmentos para alguns dos maiores fragmentos da paisagem.

Figura 12 – Valores das métricas SHAPE, área, área core e número de fragmentos e forma para alguns fragmentos acima de 50 hectares (a escala não foi considerada), em Camaçari, em 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Projeto MapBiomias, coleção 9 (2024).

É essencial incluir esses fragmentos (acima de 50 ha) em projetos de conservação florestal em Camaçari, adotando ações para melhorar a qualidade do habitat e a conectividade. Para os fragmentos com formas irregulares, recomenda-se a restauração florestal ou o uso permeável nas áreas adjacentes as bordas.

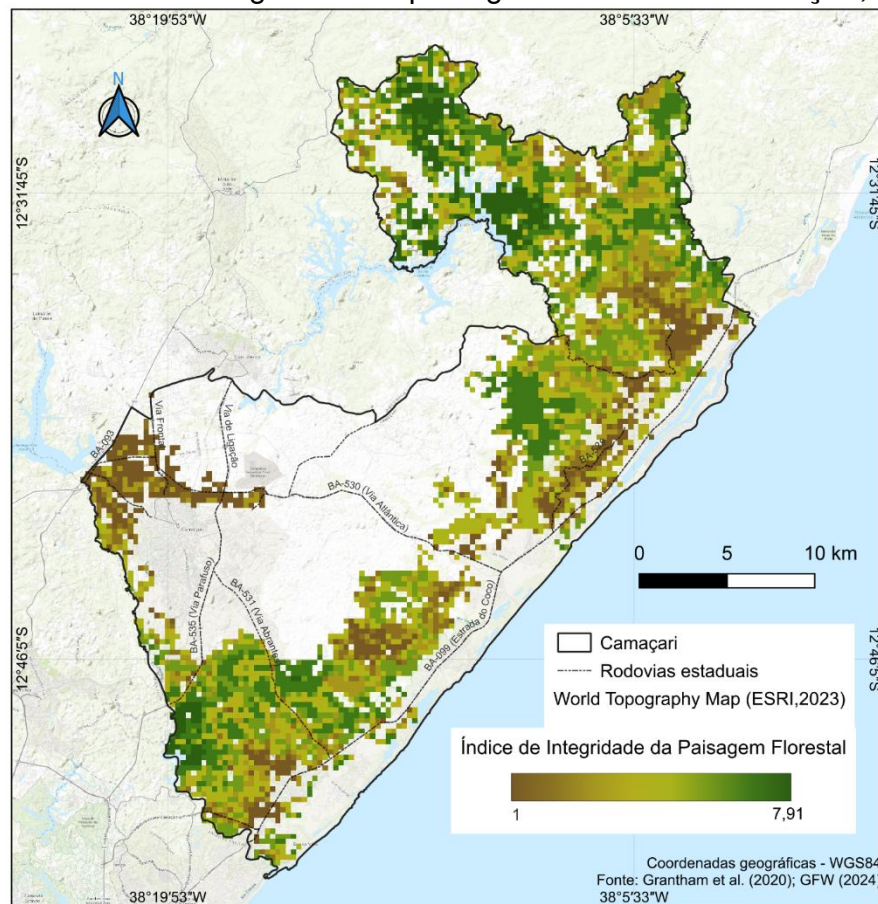
4.3.4 Integridade da Paisagem de Camaçari, Bahia

A análise do Índice de Integridade da Paisagem Florestal em Camaçari, com base em dados do Global Forest Watch, revelou uma variação de 0 a 7,91 (Figura 13). Em comparação com os padrões globais, que definem alta integridade para pontuações iguais ou superiores a 9,6, média integridade entre 6,0 e 9,6, e baixa

integridade para pontuações iguais ou inferiores a 6,0, Camaçari não apresenta remanescentes florestais de alta integridade. Essa avaliação global considera como floresta toda vegetação lenhosa com altura superior a 5 metros.

O índice possibilitou a análise da integridade da paisagem em relação a influência humana, considerando fatores como uso da terra, saúde da vegetação e configuração dos ecossistemas naturais na paisagem.

Figura 13 - Índice de integridade da paisagem florestal de Camaçari, em 2019



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Global Forest Watch (2024).

Dada a escala do mapeamento utilizado para desenvolvimento do índice, a quantificação da área florestal com média integridade seria superestimada. Ainda assim, a indicação de quais são as florestas com melhor integridade, em comparação com as florestas mundiais, contribui com o estabelecimento de áreas prioritárias para conservação. Evitar a perda da integridade é uma estratégia melhor do que tentar restaurar as condições da floresta depois de perdas (Grantham *et al.*, 2020).

Valores mais altos do índice foram observados em florestas mais distantes das atividades humanas (áreas urbanizadas, estradas e desmatamento na porção central

do município). Embora a maioria das florestas com média integridade esteja na macrozona rural, algumas ainda podem ser encontradas na macrozona urbana.

A regeneração florestal, que aumentou a área florestal nas últimas duas décadas, e a melhoria na conectividade/disponibilidade dos habitats, demonstrada pelo índice de proximidade, foram determinantes para que Camaçari alcançasse pontuação superior a 6 no Índice de Integridade da Paisagem Florestal, resultando na presença de áreas de média integridade no município.

A integridade florestal está relacionada à saúde das florestas que ainda estão de pé, incluindo sua habilidade de armazenar carbono, proteger a biodiversidade e oferecer benefícios econômicos e sociais (GFW, 2024), assim como está diretamente ligada aos níveis de ameaça das espécies e dos ecossistemas (GRANTHAM *et al.*, 2020; PILLAY *et al.*, 2022).

O modelo de qualidade de habitats do software InVEST foi utilizado para avaliar a integridade da paisagem em uma escala espacial mais ampla do que a do FLII, permitindo uma análise abrangente da condição geral da paisagem. Este modelo quantifica espacialmente a qualidade dos habitats em função da proximidade e intensidade das pressões e modificações humanas. Os valores de sensibilidade da classe Formação Florestal às ameaças representadas por outros usos e cobertura da paisagem, bem como os pesos e graus de impacto em função da distância de cada ameaça ao habitat, são apresentados na Tabela 10.

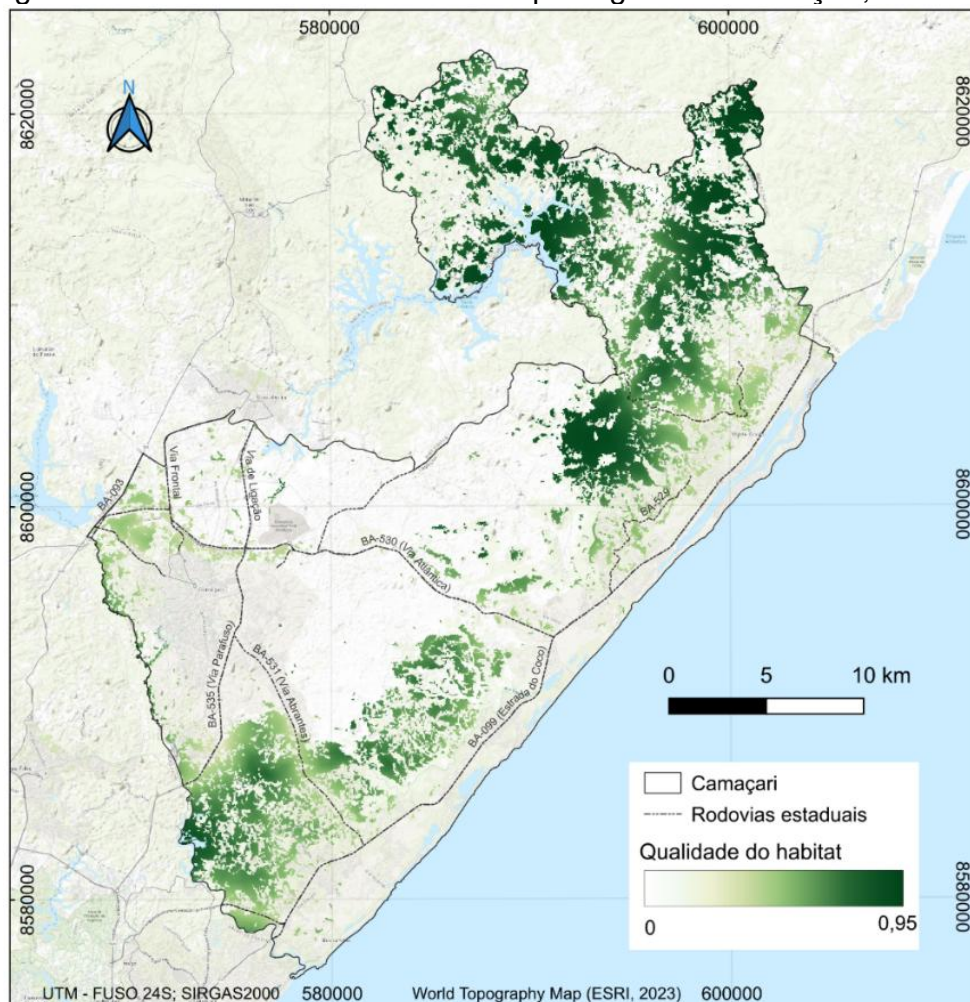
Tabela 10 – Valores de sensibilidade dos habitats, pesos e distância do impacto da ameaça e função de decaimento da distância entre habitat e ameaça, para a paisagem de Camaçari, em 2023

	AMEAÇAS								
	Área Urbanizada	Agropecuária	Desmatamento	Estradas rurais	Outras vias	Sistema viário urbano complement	Sistema viário urbano principal	Via expressa	
Sensibilidade da Formação Florestal	1	0,5	0,8	0,5	0,6	0,6	0,8		1
Distância máxima do impacto	4	2	4	3	1	2	3		4
Pesos	1	0,6	0,8	0,7	0,2	0,2	0,6		1
Decaimento	linear	linear	linear	exponencial	exponencial	exponencial	exponencial		exponencial

Fonte: Elaborado pela autora.

A comparação entre os resultados obtidos com o modelo InVEST e o FLII revela uma forte concordância na identificação de áreas de alta qualidade de habitat. A modelagem com o InVEST, que quantifica a qualidade dos habitats em função da proximidade e intensidade das pressões e modificações humanas, demonstra que as florestas com pontuação acima de 0,7 (alta qualidade) estão localizadas na porção norte do município (Figura 14) e coincidem com as áreas de média integridade identificadas pelo FLII. Essas áreas, predominantemente localizadas na macroárea rural e em fragmentos com mais de 50 ha, reforçam a importância de sua inclusão em programas de conservação da biodiversidade.

Figura 14 - Qualidade dos habitats na paisagem de Camaçari, em 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Mapbiomas, coleção 9 (2024) e base de dados de vias e estradas da SEDUR (2023).

As florestas de alta qualidade identificadas pelo InVEST (pontuação acima de 0,9) estão localizadas em fragmentos com mais de 500 ha e em áreas preservadas,

distantes de alterações humanas como infraestrutura e desmatamento. Considerando a escala e o ano dos dados utilizados nos cálculos, sugere-se que as florestas com mais de 50 ha sejam priorizadas em programas de conservação da biodiversidade.

Uma pequena porção dessas florestas, situada na região sudeste da paisagem, encontra-se dentro de uma Área de Proteção Ambiental, uma unidade de conservação de uso sustentável. Além disso, outras áreas legalmente protegidas, como Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais, também estão presentes na paisagem. Recomenda-se, portanto, uma avaliação detalhada da extensão e do tipo de proteção legal dessas florestas, visando a adoção de medidas executivas que garantam sua proteção efetiva.

4.4 Conclusão

A análise espaço-temporal da paisagem de Camaçari (1990-2023) revelou a predominância da classe Mosaico de usos, seguida pela Floresta Ombrófila Densa, evidenciando a complexidade da matriz antrópica, que inclui áreas antropizadas e naturais. Apesar do aumento de 4% na área florestal, impulsionado pela regeneração, a qualidade do habitat não acompanhou esse crescimento. Em 2023, apenas 61,4% das florestas foram classificadas como mais maduras, enquanto 38,6% correspondem a mais jovens, menos adequadas para espécies especializadas.

A paisagem sofreu fragmentação, com aumento no número de fragmentos e bordas, e redução da área central (core). Em 2023, a área central representava apenas 58% da área florestal total. Houve um aumento de 157 fragmentos e de 3,04 m/ha na proporção de bordas da paisagem no período analisado.

A análise dos limiares ecológicos, utilizando dados de cobertura florestal e o Índice do Maior Fragmento (LPI), revelou que a paisagem está abaixo do limiar de fragmentação, definido entre 30 e 40% de cobertura florestal. Essa situação compromete a preservação de espécies e a provisão de serviços ecossistêmicos. No entanto, os três maiores fragmentos, apesar de suas formas irregulares, somam uma área de 83,4 km² (10,6% da paisagem), compatível com paisagens favoráveis à conservação da biodiversidade.

A conservação de todas as florestas é crucial, com prioridade para as equivalentes à vegetação primária ou secundária em estágio avançado de regeneração (Brasil, 2006). A proteção legal dessas áreas é fundamental.

Fragmentos maiores e com melhor forma, bem como aqueles com alta proximidade, são prioritários para a conservação. Recomenda-se a elaboração de um plano de ação municipal para proteger fragmentos com mais de 50 ha.

A análise da qualidade do habitat, utilizando os modelos FLII e InVEST, revelou que as florestas de alta qualidade (InVEST > 0,9; FLII > 7,0) estão localizadas em fragmentos prioritários, principalmente em áreas preservadas e distantes de alterações humanas.

A matriz antrópica, com sua complexidade, exige gestão para aumentar a permeabilidade, especialmente na porção central da paisagem, onde o desmatamento é maior e a cobertura florestal é menor. Ações para aumentar a conectividade entre as áreas prioritárias devem ser incorporadas em políticas públicas.

Esta pesquisa contribuiu para o entendimento do uso e cobertura do solo e da dinâmica socioambiental de Camaçari, identificando áreas prioritárias para conservação e orientando o ordenamento territorial e o planejamento ambiental. Os resultados podem subsidiar futuras pesquisas sobre expansão urbana e conservação, incluindo a criação de áreas protegidas e a promoção da conectividade entre habitats.

A urgência na priorização da conservação florestal é reforçada pela situação da paisagem, que já se encontra abaixo dos limiares críticos de fragmentação. As Figuras 7 e 11 apresentam as florestas mais maduras e as florestas com tamanho acima de 50 ha, respectivamente, áreas prioritárias para conservação.

5 AUMENTANDO A CONECTIVIDADE FLORESTAL: PROPOSTAS DE CORREDORES DE BIODIVERSIDADE EM CAMAÇARI, BAHIA, BRASIL, USANDO O OURIÇO-PRETO (*Chaetomys subspinosus*) COMO ESPÉCIE MODELO

RESUMO

Este estudo investigou a implementação de estratégias de conectividade funcional na paisagem de Camaçari, buscando mitigar os impactos adversos da perda, fragmentação e degradação de habitats, que representam uma ameaça significativa à biodiversidade local. A pesquisa se concentrou na criação de corredores ecológicos com o objetivo de facilitar o deslocamento da fauna. O ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*), mamífero arborícola, espécie guarda-chuva, endêmica da Mata Atlântica brasileira e classificada como ameaçada de extinção em listas nacionais e internacionais, foi selecionado como modelo para a análise. A metodologia empregada envolveu a simulação de corredores utilizando o algoritmo de múltiplos caminhos de menor custo no programa LSCorridos, uma ferramenta de modelagem espacial que permite identificar rotas ótimas para o deslocamento da fauna. Os resultados obtidos revelaram uma alta convergência de rotas, indicando a existência de corredores ecológicos potenciais que podem conectar fragmentos de habitat distantes e com importância regional. A análise identificou um corredor ecológico representativo para o município, que liga fragmentos de habitat distantes e com importância regional, demonstrando a viabilidade de sua implementação. A concepção deste corredor é considerada factível, dada a predominância de florestas em sua extensão. No entanto, a pesquisa também destacou a presença de pontos críticos que representam obstáculos à conectividade, como áreas de pastagem, mosaicos de uso e o sistema viário. Para superar esses obstáculos e promover a conectividade funcional, o estudo recomenda a implementação de ações de restauração florestal nas áreas degradadas e a adoção de medidas para facilitar a passagem da fauna nos pontos críticos. A implementação destas medidas é crucial para aumentar a permeabilidade da paisagem e garantir a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: LSCorridos, conectividade ecológica; corredores ecológicos; *Chaetomys subspinosus*

5.1 Introdução

A perda e fragmentação de habitats representam as principais ameaças à conservação da biodiversidade global (Chase *et al.*, 2020; Vancine *et al.*, 2023). Em ecossistemas fragmentados, como a Mata Atlântica, pequenas populações isoladas tornam-se vulneráveis ao vórtex de extinção, impulsionado por efeitos negativos como o aumento da endogamia e a deriva genética (Lovejoy *et al.*, 1986 *apud* Rambaldi; Oliveira, 2003). Além disso, observa-se um déficit de extinção, com a previsão de extinções locais e globais nos próximos anos (Lima *et al.*, 2024).

Diante desse cenário, o aumento da conectividade ecológica emerge como uma estratégia crucial para mitigar os efeitos da perda de habitat e do isolamento populacional (Metzger, 2003). A criação de corredores ecológicos, estruturas de travessia e a promoção da permeabilidade da matriz visam facilitar a movimentação de organismos e espécies entre áreas de habitat (Taylor *et al.*, 1993 *apud* Guarengi; Walter; Picoli, 2017).

Os benefícios diretos da conectividade incluem o intercâmbio genético e os fluxos ecológicos, essenciais para a manutenção de espécies e metapopulações (Metzger *et al.*, 2012).

Adicionalmente, a conectividade favorece funções ecológicas como a polinização e a dispersão de espécies (Ribeiro *et al.*, 2009; Guarengi; Walter; Picoli, 2017; Rudolpho, 2020), desempenhando um papel crucial na conservação da biodiversidade e na manutenção dos serviços ecossistêmicos (Muchailh *et al.*, 2010).

A conectividade, no entanto, não se resume à estrutura da paisagem. A conectividade funcional, que considera as capacidades de locomoção, orientação e navegação das espécies, é igualmente importante (Ribeiro *et al.*, 2009). Uma paisagem conectada para um organismo com alta capacidade de dispersão pode não ser para outro com menor capacidade.

Portanto, a avaliação da conectividade deve considerar tanto os componentes dependentes do organismo (capacidade de movimento, uso de corredores e cruzamento da matriz) quanto os dependentes da paisagem (permeabilidade da matriz, fragmentação e isolamento) (Santos; Ribeiro; 2019).

Modelos de corredores ecológicos, que integram esses aspectos, podem subsidiar ações efetivas para aumentar a conectividade e reduzir os efeitos do isolamento (Lang; Blaschke, 2009).

A modelagem de corredores exige a consideração da estrutura da paisagem, incluindo a permeabilidade da matriz, e o comportamento e capacidade de dispersão das espécies. Nesse contexto, mamíferos florestais de pequeno e médio porte, com papel crucial nas teias alimentares, são modelos ideais para estudos de conectividade.

Para este estudo, selecionou-se o ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*), uma espécie endêmica da Mata Atlântica, ameaçada de extinção e com baixa capacidade de dispersão (Giné; Faria, 2018). Assumiu-se que uma paisagem conectada para essa espécie-modelo seria adequada para outras espécies com hábitos mais generalistas e maior capacidade de dispersão.

O ouriço-preto, um roedor arborícola de médio porte, possui hábitos estritamente florestais e noturnos, raramente descendo ao solo (Oliveira, 2006; Fernandez-Giné, 2009; Giné *et al.*, 2012; 2015). Sua dieta folívora e baixo metabolismo limitam seus movimentos, tornando-o vulnerável à fragmentação (Chiarello *et al.*, 2008; ICMBIO, 2011).

A principal ameaça à espécie é a perda e fragmentação de habitats, resultando em isolamento populacional e alta endogamia (Brasil, 2010; Chiarello *et al.*, 2008; ICMBIO, 2018). No entanto, sua preferência por bordas de fragmentos e pequena área de vida (~2 ha) o torna um bom modelo para corredores ecológicos em paisagens fragmentadas como Camaçari.

Este estudo, portanto, propõe a criação de corredores ecológicos para aumentar a da conectividade funcional, utilizando múltiplos caminhos de menor custo, tendo como modelo a espécie ameaçada *Chaetomys subspinosus* (ouriço-preto), mamífero arborícola, e apontar medidas e ações factíveis necessárias para tornar a paisagem mais permeável e favorável à biodiversidade florestal.

5.2 Procedimentos metodológicos

A partir dos limites do município de Camaçari, foram estabelecidos os limites da paisagem de estudo através de um círculo envoltório de 3 km de raio, já que a conectividade entre habitats e os processos ecológicos não se limitam ou restringem aos limites políticos administrativos (Figura 15). Por se tratar de um município costeiro, a face leste recebeu um tratamento diferenciado, sendo delimitada pelo limite continental.

ecológicos, reconhecendo que cada espécie percebe e responde à paisagem de forma distinta.

O algoritmo de menor custo seleciona na superfície de resistência os valores mais baixos e que são ideais para uma rota de corredor, considerando áreas que facilitam o deslocamento das espécies e uma determinada região (Adriassen *et al.* 2003; Ribeiro *et al.*, 2015). O algoritmo de múltiplos caminhos permite que não seja simulado apenas um caminho ligando cada par de fragmentos.

O programa pode ser utilizado para definir áreas prioritárias para conservação ou restauração, estimar medidas estruturais e funcionais das paisagens e inferir sobre movimento dos organismos (Santos; Ribeiro, 2019).

Para simulação no LSCorridors foram utilizadas três informações básicas: mapa de superfície de resistência, mapa de áreas source-target (*st*), par de fragmentos a serem conectados, e definição da espécie alvo.

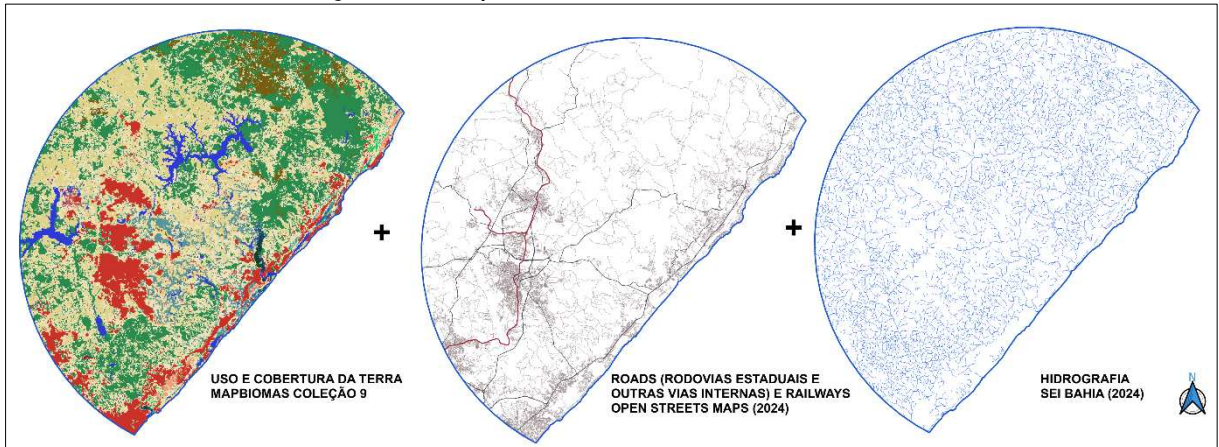
O programa exige os mapas em formato raster (matricial) com extensão .tif ou .img e a unidade do sistema de projeção, que deve ser a mesma para os dois mapas, em metros. Nesta modelagem foi utilizado Sistema de Referência Geocêntrico para a América do Sul (SIRGAS 2000) e o Fuso 24 S do Sistema de Projeção Universal Transversa de Mercator (UTM). Além disso, os mapas devem possuir o mesmo número de linhas e colunas e o mesmo tamanho de pixel.

As superfícies de resistência são frequentemente usadas para preencher as lacunas de conhecimento sobre movimento animal e parametrizar variáveis ambientais, através de uma resistência ou custo ao movimento contínuo, assim servir como base para modelar a conectividade funcional (Santos; Ribeiro, 2019).

O mapa de superfície de resistência foi criado com base no mapeamento de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomass do ano 2023, coleção 9. A este mapa foi incorporada a base hidrográfica da SEI (2021), com escala original de 1:25.000, incluído um buffer de 30m e o mapeamento das estradas (*roads*) e ferrovias (*railways*) do Open Street Map (2024) para América do Sul.

O arquivo *roads* foi dividido em dois arquivos, um para as rodovias estaduais e outro para outras vias internas. Foi incluído um buffer de 10, 15 e 30 metros para ferrovias, outras vias e rodovias estaduais, respectivamente, simulando suas áreas de influência. Esses mapeamentos foram mesclados (Figura 16), tendo como produto um arquivo raster que serviu de base (mapa de uso e cobertura) para elaborar o mapa de resistência.

Figura 16 – Ilustração esquemática dos dados geográficos utilizados para a construção do mapa base de uso e cobertura da terra



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os valores dos pixels do mapa de uso e cobertura foram substituídos pelos valores de resistência de cada classe utilizando a função *classify*, do pacote *raster* do programa RStudio. O RStudio é um ambiente de desenvolvimento integrado (IDE) projetado para oferecer suporte a várias linguagens, incluindo R e Python, está disponível em edições comerciais e de código aberto e é um programa livre.

Em relação a outros *softwares* que simulam a conectividade da paisagem, o LSCorridors considera percepção das espécies, com diferentes ranges perceptuais das espécies e da influência da paisagem e pode ser utilizado para processar uma série de diferentes paisagens e dados matriciais grandes (Santos; Ribeiro, 2019).

Os valores de resistências são incluídos no mapa original com a alteração dos valores do pixel de cada classe, sendo que os valores podem ter diferentes ranges, como por exemplo de 1 a 10, de 1 a 1000, de 100 a 1000, onde valores maiores representam alta resistência e vice-versa (Ribeiro *et al.*, 2015).

Neste estudo o range utilizado foi de 1 a 2000, definidos em função dos estudos sobre os hábitos de vida e movimentação do *Chaetomys subspinosus* e em consulta a especialistas (Gaston Giné, Eduardo Hoffman, Kena Ferrari). A classe Área urbanizada teve um valor muito acima dos demais, buscando evitar a ocorrência do corredor ecológico em área urbana. Além do estudo de Giné e Faria (2018), a ocorrência da espécie no município foi confirmada utilizando dados da plataforma *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF).

Os mapas de resistência quantificam a facilidade de deslocamento dos organismos na paisagem com base em variáveis ambientais (Adriassen *et al.*, 2003; Rayfield *et al.*, 2010). Conforme Santos (2014), para gerar essas superfícies são

utilizados mapas temáticos de uso e cobertura da terra. A modelagem dessas superfícies incorpora diferentes níveis de permeabilidade, definidos com base em aspectos ecológicos, como o potencial de dispersão das espécies (Pflüger e Balkenhol, 2014).

A definição dos valores de resistência das classes ou feições das paisagens baseada na opinião de especialistas tem contribuído para simular comportamentos complexos da fauna e sua relação com a paisagem (Rosa, 2021). Esse conhecimento contribui para estimar e produzir superfícies de resistência (Zeller *et al.*, 2012) e orientar o planejamento de infraestrutura verde e corredores ecológicos (Rosa, 2021).

As áreas fonte-destino (*st*), foram selecionadas, ao norte, sul e oeste, entre os fragmentos com mais de 100 ha existentes à 5 km da borda da paisagem. O mapa *st* representa as áreas onde espera-se que os indivíduos migrem (Santos; Ribeiro, 2019). Cada fragmento a ser contemplado no mapa *st* deve ter identificação única (DN), para indicar no campo apropriado do LS quais fragmentos serão ligados pelos corredores.

Foram selecionados aleatoriamente 12 fragmentos e definidos 9 pares, especialmente para contemplar passagens nos sentidos norte-sul, oeste-sul e oeste-norte. Os pares definidos foram: 1-11; 2-9; 3-7; 3-11; 4-10; 5-6; 5-10; 8-12; e 9-12. As simulações foram feitas para os 9 pares em cada um dos quatro métodos do LS, conhecidos como Medida por Pixel (MP) e Medida por Paisagem (ML). Assim, para cada método foram simuladas 900 rotas de menor custo, ou seja 100 para cada par.

As diferenças entre os métodos estão na forma como cada pixel do mapa de resistência é utilizado. Enquanto MP utiliza o valor de resistência de cada pixel, os 3 métodos ML usam os valores de resistência mínima, média e máxima dentro de uma janela centrada em cada pixel (Ribeiro *et al.*, 2015). Assim, os pixels da superfície de resistência de entrada são substituídos pelo valor mínimo (ML_{min}), médio (ML_{avg}) ou máximo (ML_{max}) dos pixels circundantes dentro de um determinado raio da janela (Ribeiro *et al.*, 2017) definido pelo parâmetro de escala.

Estas 3 últimas abordagens permitem que pixels do mesmo fragmento tenham diferentes custos de resistência, o que pode ser uma forma de considerar, por exemplo, variações causadas pela influência da borda ou qualidade do habitat no projeto do corredor (Ribeiro *et al.*, 2015).

Dois parâmetros em LSCorridors modulam a estocasticidade em simulações de corredores (Ribeiro *et al.*, 2017). O primeiro parâmetro é o nível de variabilidade

adicionado ao mapa de resistência de entrada em cada simulação, resultando em corredores mais variáveis e espacialmente espalhados. O padrão recomendado no manual do software é 2 (Ribeiro *et al.*, 2015).

O outro parâmetro é a extensão espacial que pode influenciar cada pixel (parâmetro de escala). A escala (metros) é utilizada para definir a percepção da paisagem pelas espécies. Escalas maiores resultam em maiores áreas que afetam cada pixel. Ao considerar a influência espacial, as simulações podem ser realizadas para espécies altamente, medianamente ou menos sensíveis à qualidade do habitat (Ribeiro *et al.*, 2017).

O padrão recomendado no manual do software é 100, caso não tenha informação sobre a percepção da espécie ou estimar, por exemplo, a partir da sua capacidade de movimento ou tamanho da área de vida (Ribeiro *et al.*, 2015). A escala utilizada para simulação dos corredores nesta pesquisa foi 60 metros, valor mediano considerado de percepção da espécie, a partir de consulta a especialistas (Gaston Giné, Eduardo Hoffman, Kena Ferrari – comunicação pessoal).

Embora os valores dos parâmetros de escala devam ser decididos com base em seu significado biológico para o organismo, para o algoritmo é importante considerar a relação escala/resolução, que determina o tamanho da janela ao redor de cada pixel que será usada para contabilizar a influência da paisagem nos métodos de ML (Ribeiro *et al.*, 2015).

O LSCorridors disponibiliza mapas em formato vetorial para cada rota de menor custo simulada para cada par de source-target (Ribeiro *et al.*, 2015). Essas rotas são consolidadas em um mapa no formato .tiff para cada método (Ribeiro *et al.*, 2015). Cabe ressaltar que para cada método e par selecionados podem ser simulados quantos múltiplos caminhos de menor custo julgar necessário, os quais variam em função dos dados e parâmetros de entrada.

O Route Selection Frequency Index (RSFI) - Índice de Frequência de Seleção de Rota, corresponde ao número de vezes em que cada parte do mapa foi escolhida como rota de menor resistência (Ribeiro *et al.*, 2015), ou seja, quantas simulações de corredor passaram por cada pixel do mapa. Altos valores de RSFI indicam áreas (pixels) que têm maior probabilidade de serem usadas como corredores e, portanto, devem receber atenção especial dos tomadores de decisão (Ribeiro *et al.*, 2017). Além dos mapas já citados, o programa também gera arquivos .txt, com dados de custo, comprimento e distância euclidiana dos corredores simulados.

A simulação dos corredores foi recortada pelos limites administrativos de Camaçari, Bahia. Caminhos que cruzam o município são importantes em escalas regional e municipal.

Para analisar o uso e cobertura da terra nos corredores do município, os caminhos dos pares 5-6, 5-10 e 8-12 foram selecionados por serem importantes principalmente em escala regional e por ter representatividade no território. O caminho do par 1-11 não foi analisado, pois a modelagem para ele não foi concluída.

RSFI maiores que 50 foram utilizados para traçar a linha central dos corredores. A partir dessa, foi projetado um corredor com largura de 100 metros, considerando a largura mínima, prevista na resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996. Apesar disso, a largura mínima dos corredores deverá ser reavaliada, conforme a instituição legal.

Os corredores do município foram delimitados, em função da localização, em recortes espaciais para maior detalhamento da análise e proposição de medidas. Eles não representam unidades de planejamento ou corredores isolados.

O corredor 5-10 foi selecionado como prioritário para proposta de concepção de corredor ecológico visando a conservação da espécie-modelo. Os critérios de seleção foi a maior representatividade e importância no município e condição favorável à conectividade, avaliada sob a perspectiva estrutural e funcional da paisagem.

Pelas características do uso e ocupação, as medidas e ações foram propostas especialmente para as principais áreas não florestadas, ou seja, os corredores propriamente ditos, que ligaram os fragmentos da paisagem viabilizando a conectividade no par de áreas st 5-10. Para os recortes C e D as medidas foram mais detalhadas e mapeadas, incluindo a avaliação das propriedades rurais (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária - INCRA, 2023).

Por fim, foram apontadas medidas e ações a serem executadas em locais específicos, visando aumentar a conectividade da paisagem.

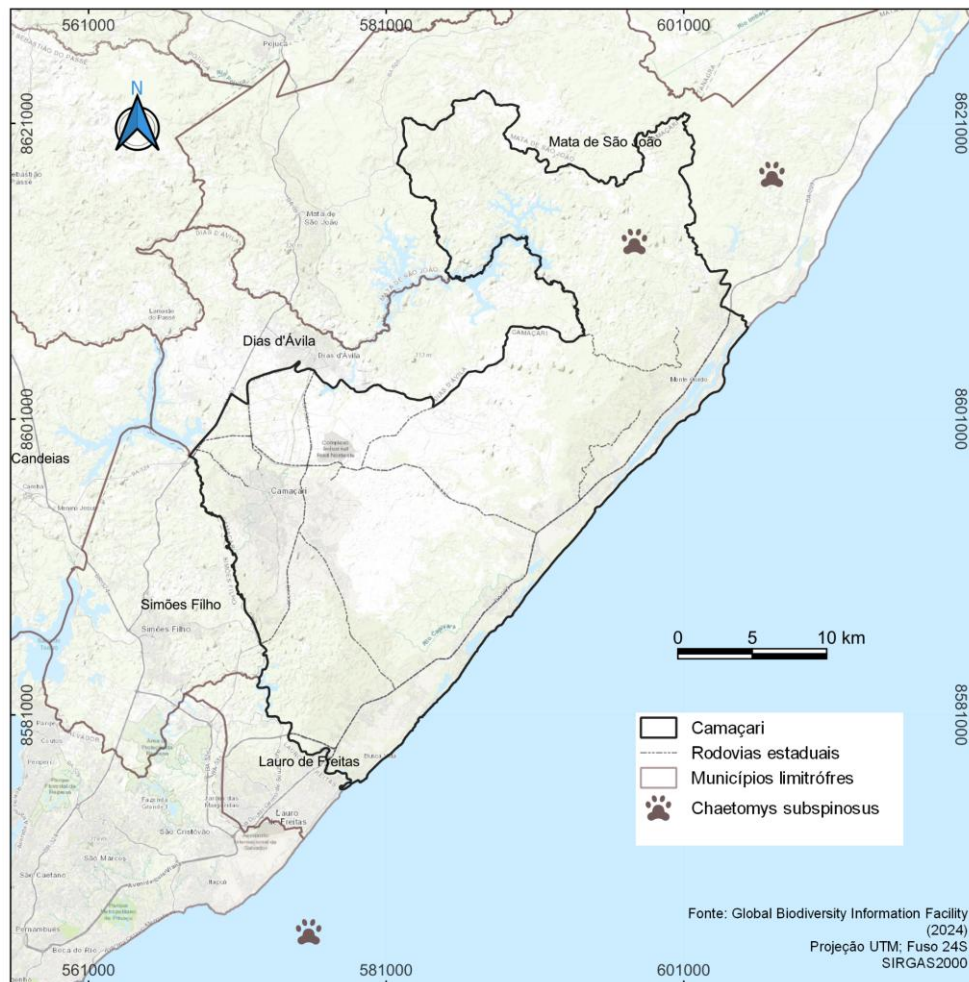
5.3 Resultados e discussão

A ocorrência da espécie *Chaetomys subspinosus* no município de Camaçari foi confirmada em pesquisa realizada na plataforma *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) (Figura 17). Em 27 de junho de 2024, na Mata Atlântica havia 43

registros de ocorrência, entre 1905 e 2023, incluindo registros de observação humana (8), amostra de material (1), citação (2) e espécime preservado (32).

Do total registrado, 16 possuíam coordenadas geográficas. Destes, 1 está no município de Camaçari e 2 estão próximas, sendo que destas uma foi registrada no oceano e considera a incerteza da coordenada de 31.081 metros. A ocorrência também está registrada nos artigos IV e XVIII da Portaria nº 27.856, de 30 de janeiro de 2023 (Bahia, 2023), de Autorização de supressão da vegetação nativa, para implantação de empreendimento urbanístico no município.

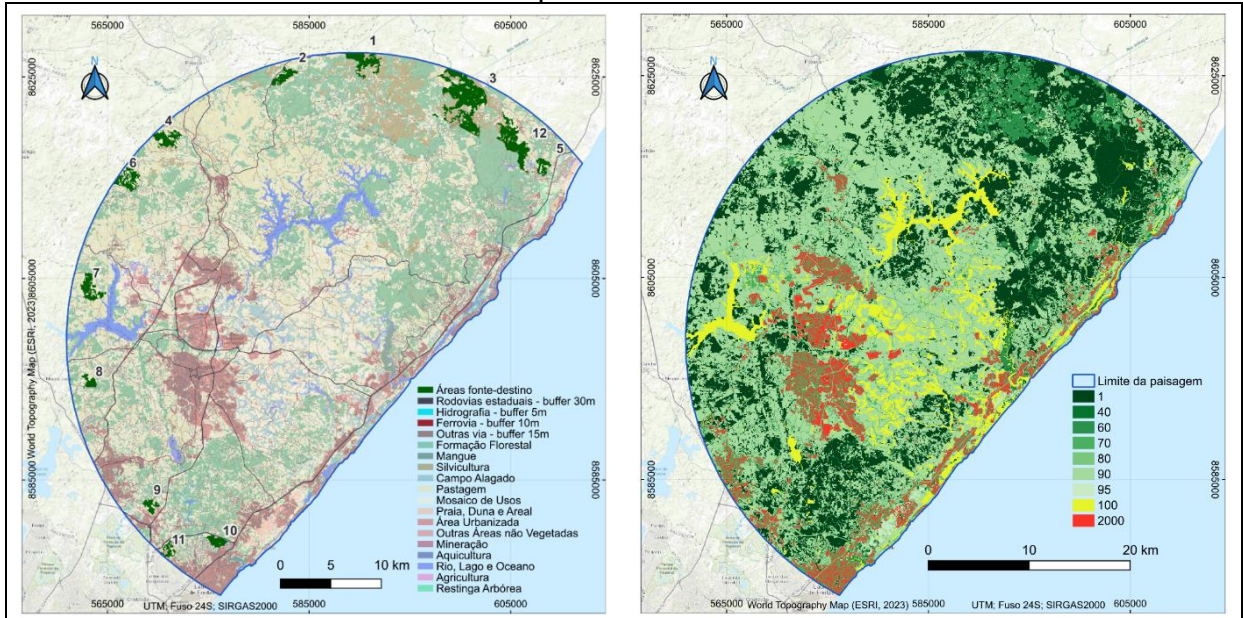
Figura 17 - Ocorrência do *Chaetomys subspinosus* em Camaçari e áreas adjacentes, em 2024



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do GBIF (2024).

Os fragmentos selecionados para serem áreas fonte-destino, com uso e cobertura da terra, e o mapa de resistência estão apresentados na Figura 18. A conectividade entre essas áreas possibilitará a percolação da paisagem do município de Camaçari.

Figura 18 - Localização das áreas fonte-destino com uso e cobertura da terra e mapa de resistência da paisagem para o *Chaetomys subspinosus*, para Camaçari, para 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do MapBiomas, coleção9 (2024), da SEI (2023) e do Open Street Maps (2024) e opinião de especialistas.

A modelagem de corredores gerou múltiplos caminhos de menor custo para a espécie-modelo, com cenários variando de acordo com a escolha do método (Figura 19).

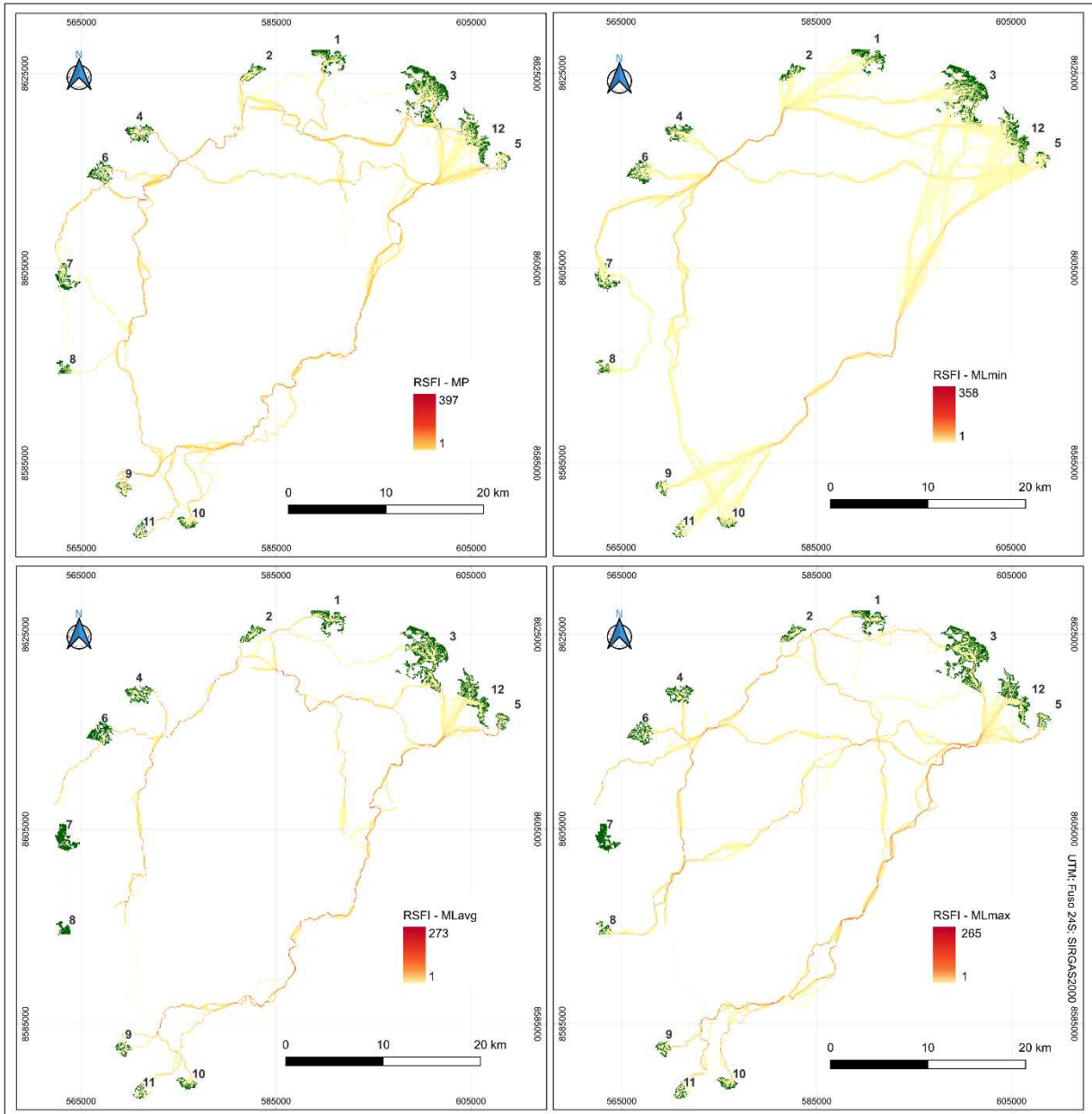
RSFI mais altos foram observados em trechos semelhantes entre os métodos. Esse resultado pode estar relacionado ao fato de que quando a escala de influência da paisagem é muito próxima do tamanho do pixel do mapa de resistência o cenário em ML é semelhante ao método MP (sem influência da paisagem) (Ribeiro *et al.*, 2015).

A alta convergência dos caminhos simulados, mesmo considerando diferentes graus de especificidade, e suas características, indicam por um lado que há poucas rotas alternativas para o deslocamento da fauna florestal no município, e por outro lado, que ainda existem rotas formadas em grande parte por florestas (facilitadoras).

As simulações mostraram os múltiplos caminhos e os caminhos preferenciais para movimentação da espécie em cada método. Os caminhos gerados pelo MLmax são mais restritivos, já que usa o valor máximo dos pixels dentro do raio de janela estabelecido, sendo recomendado para espécies especialistas (Ribeiro *et al.*, 2017). Assim, apenas as simulações desse método foram consideradas para avaliação dos

cenários de corredores.

Figura 19 - RSFI dos corredores ecológicos modelados para os 09 pares de áreas st, nos 4 métodos de simulação (MP, MLmin, MLavg e MLmax), na paisagem, para 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do LSCorridors.

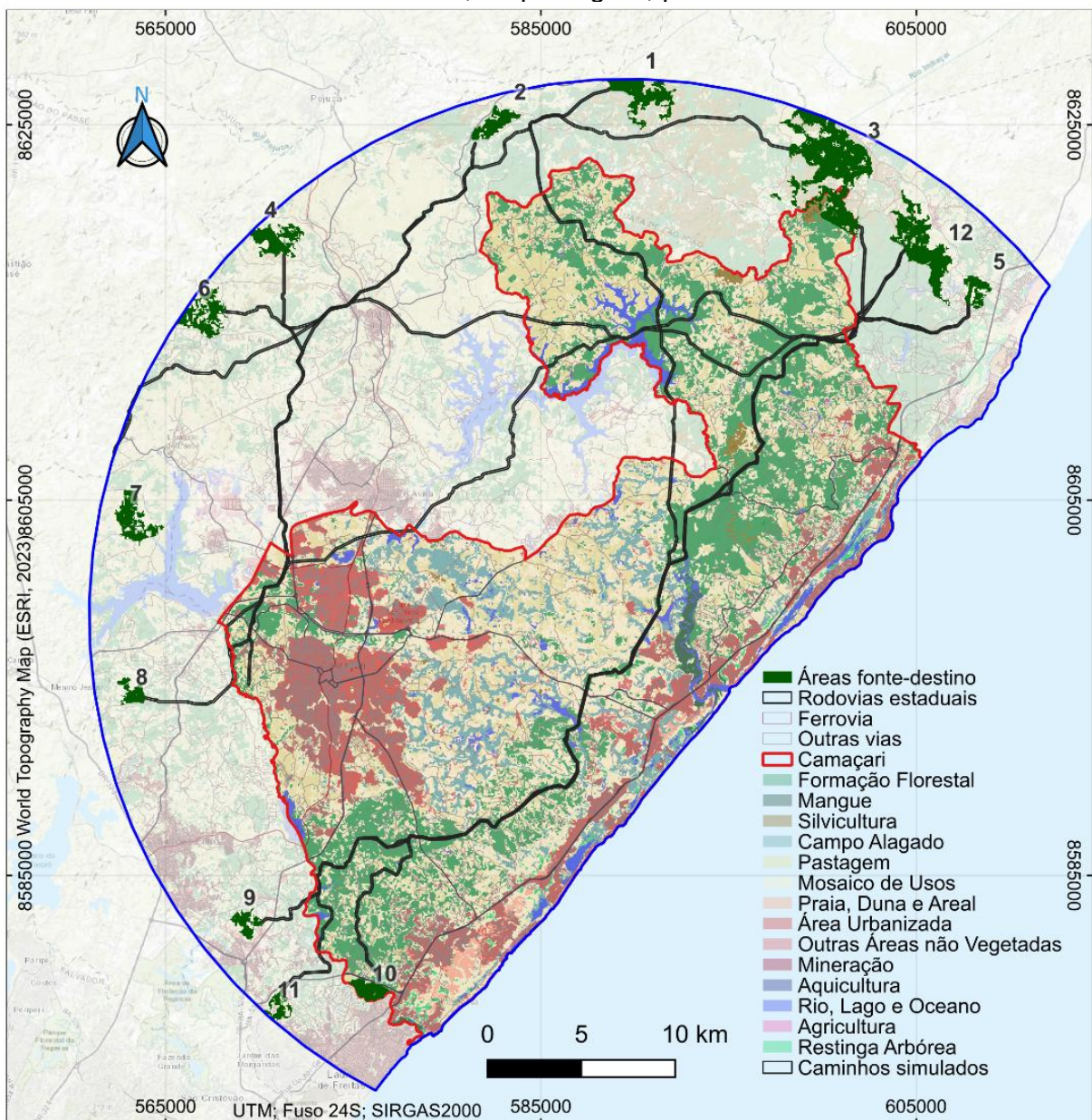
Os múltiplos caminhos de menor custo permitiu análises mais realistas, uma vez que os organismos não utilizaram um único caminho para se movimentar (Adriassen *et al.*, 2003). Assim, é adequado avaliar os caminhos em função de grau de probabilidade de que partes do caminho sejam utilizados mais de uma vez pelos múltiplos caminhos simulados (Figura 20).

Sob essa perspectiva, os caminhos que ligam os fragmentos 2-9, 3-11 e 5-10

formaram corredores onde as rotas foram bastante utilizadas, contendo os valores mais altos de RSFI. Assim como os caminhos que ligam os fragmentos 1-11, 2-9, 5-6; 5-10; 8-12; e 9-12 foram decisivos para possibilitar a conectividade da paisagem em escala regional, podendo ser caracterizados como os caminhos mais importantes para a concepção de corredores ecológicos.

Para Camaçari, os caminhos mais representativos e com importância em escala regional foram os caminhos 5-6, 5-10 e 8-12.

Figura 20 - Corredores de MLmax gerados a partir da conexão de RSFI com valores acima de 50, na paisagem, para 2023

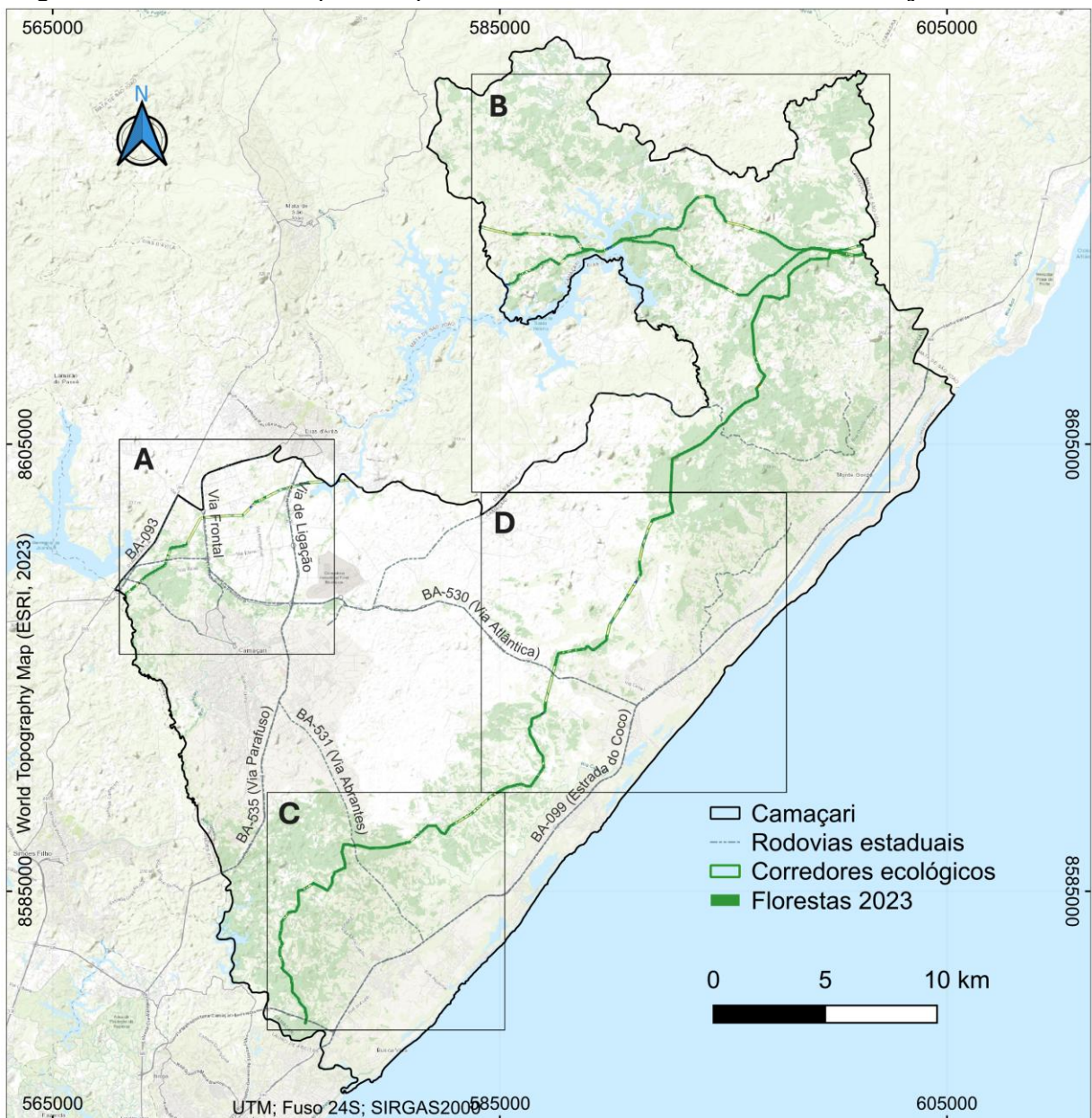


Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do LSCorridors e Projeto MapBiomass, coleção 9 (2024).

Neste contexto, esses três corredores foram selecionados para o município. Eles ocupam 1,33% da área de Camaçari, totalizando 1.047,61 hectares. 80,5% da área deles estão na macrozona rural, enquanto 9,1% estão em macrozona urbana e 10,4% na macrozona industrial do município, conforme PDDU (Camaçari, 2023).

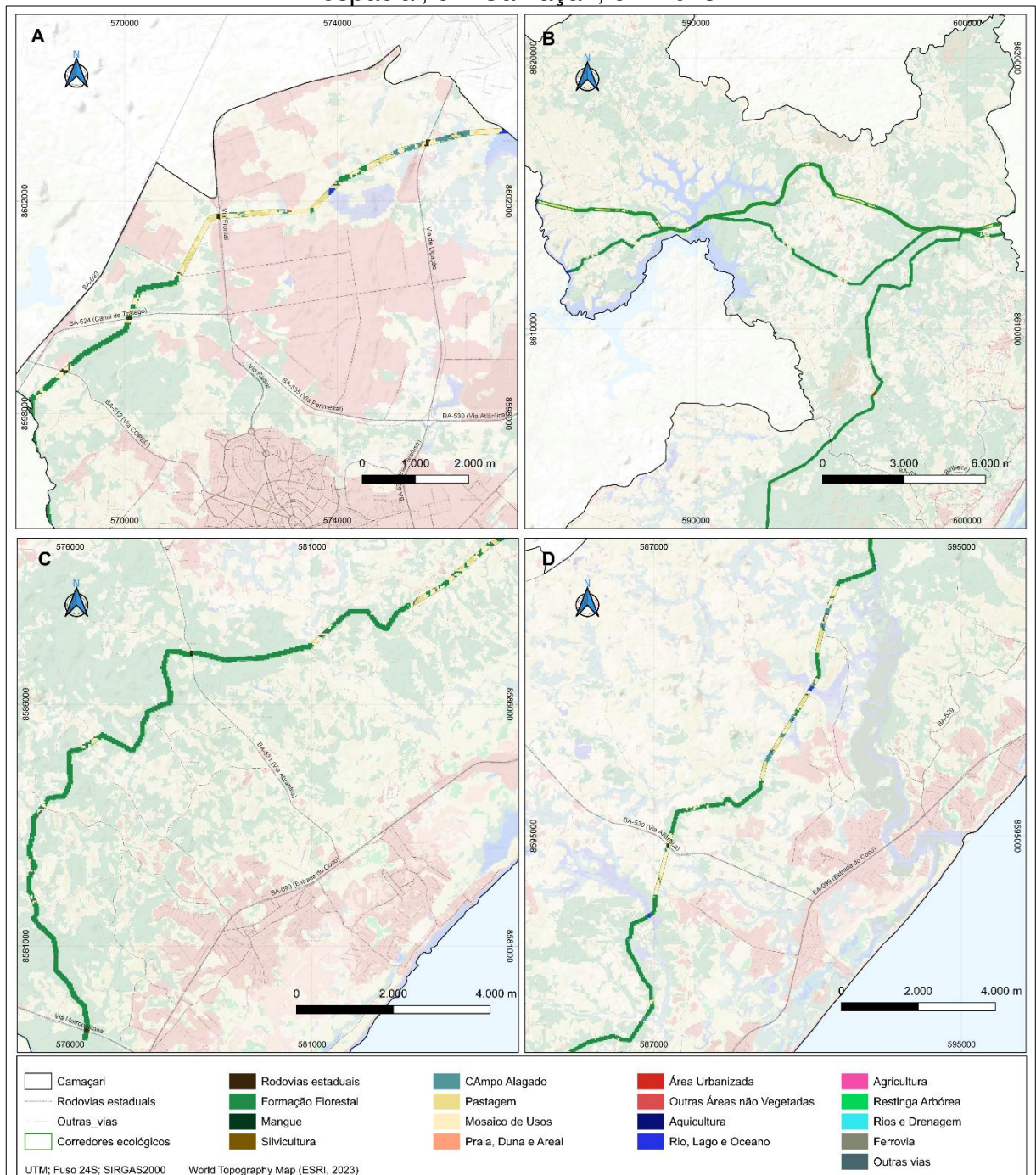
Na figura 21 são mostrados os corredores selecionados para o município e os recortes espaciais delimitados para maior detalhamento da análise. O uso e cobertura da terra, por recorte espacial, são apresentados em maior escala na Figura 22.

Figura 21 – Recortes espaciais para análise dos corredores em Camaçari, em 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do LSCorridors. A, B, C e D são recortes dos corredores simulados.

Figura 22 - Uso e cobertura da terra nos corredores simulados, por recorte espacial, em Camaçari, em 2023



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do LSCorridors e Projeto MapBiomass, coleção 9 (2024).

A maior parte da área dos corredores é ocupada pela classe Formação Florestal, seguida de Pastagem para o corredor 5-6 e de Mosaico de Usos nos 5-10 e 8-12. Para esses destaca-se maior quantidade de Campo alagado. Para o corredor 5-10, destaca-se maior quantidade de Outras vias (Tabela 11).

Tabela 11 – Área, em hectares, dos corredores por classe de uso e cobertura da terra, em Camaçari, em 2023

Cód / DN	Classe LULC	Área dos corredores (ha)		
		5 - 6	5 - 10	8 - 12
	Total	196,79	544,39	306,43
1	Rodovias estaduais		2,97	2,79
3	Formação Florestal	148,90	430,56	200,54
9	Silvicultura		2,18	
11	Campo Alagado		11,86	10,21
15	Pastagem	26,17	25,73	25,56
21	Mosaico de Usos	15,70	54,52	54,17
25	Áreas não Vegetadas		0,09	0,44
33	Rio, Lago e Oceano	3,58	2,36	6,72
50	Rios e drenagem	0,09	0,35	0,26
100	Ferrovias			0,26
200	Outras vias	2,36	13,78	5,50

Fonte: Elaborado pela autora.

A avaliação em maior escala contribui para subsidiar melhor o planejamento de ações para futura implantação dos corredores, a exemplo de identificação de prioridades e proposição de medidas, como estruturas de passagens de fauna, identificação de áreas para conservação e florestamento, avaliação socioeconômica local, engajamento e participação social, que possam subsidiar programas e projetos para concepção dos corredores.

Considerando a baixa capacidade de dispersão da espécie em matrizes não florestais, como nas classes Pastagem e Mosaico de Usos que possuem representação considerável nos corredores, é importante avaliar o percentual dessas áreas. Essa análise prévia pode apontar condições favoráveis ou não para a concepção dos corredores simulados.

O corredor 8-12 passa pelos recortes A e B. 86% da área desse corredor no recorte A está na macrozona industrial do município. Pastagem e Mosaico de Usos juntas ocupam mais de 50% da área total do corredor, apontando para alta demanda de ações de florestamento para implantação dele. Além disso, o corredor atravessa uma matriz pouco permeável, com presença de Área urbanizada ocupada por indústrias do Polo Industrial de Camaçari. Assim, este caminho não apresenta características favoráveis à concepção de um corredor ecológico.

A eficiência de corredores ecológicos na dispersão de espécies depende da configuração dos habitats, sendo que a estrutura e a composição da paisagem analisada determinam a permeabilidade e percolação do mesmo, tornando-o mais ou menos favorável para determinado tipo de organismo (Pinto; Keitt, 2009).

Segundo Baum *et al.* (2004), para a definição de corredores ecológicos, a proporção de determinado tipo de uso da terra na paisagem não representa o aspecto mais relevante. Por outro lado, Tischendorf e Fahrig (2000) apontam que a eficiência de corredores depende não apenas de conexões estruturais entre manchas de habitat, mas também da permeabilidade da matriz e da resposta dos organismos alvo, principalmente. Isso está diretamente relacionado ao tipo de uso e cobertura da terra na paisagem. Assim, maior quantidade de área de habitat demanda menos ações de florestamento e mais ações de conservação, o que é bastante relevante na implantação de corredores ecológicos.

Apesar de não ser um cenário favorável para a concepção de corredor, medidas podem ser adotadas visando minimizar o isolamento entre fragmentos do corredor 8-12 no recorte A. Esse caminho de 13 km atravessa 4 Rodovias estaduais e 8 Outras vias. O maior fragmento deste corredor está entre duas Rodovias estaduais, o que representa um desafio, pela importância em não isolar este importante fragmento, mas também um obstáculo a ser enfrentado. Para minimizar os efeitos do isolamento do maior fragmento, sugere-se urgência na implantação de estruturas de passagem de fauna, especialmente nas Rodovias estaduais, e estudos mais detalhados da matriz, visando torná-la mais permeável.

Quase 80% da área do corredor 5-10 é ocupada pela Formação florestal (Tabela 11). Ele está presente nos recortes B, C e D (Figura 21). Com 49 km de distância euclidiana, e 58 km de comprimento, este corredor percola a paisagem de Camaçari no sentido norte-sul. Ele conecta matas ciliares dos rios Joanes e Pojuca, que delimitam o município, atravessando, na porção central da rota, o Rio Jacuípe e diversos de seus afluentes, como o rio da maior macro bacia hidrográfica do município, o Rio Capivara. Infelizmente no trecho do corredor a nordeste no recorte C, há a maior área de desmatamento do município desde 1990.

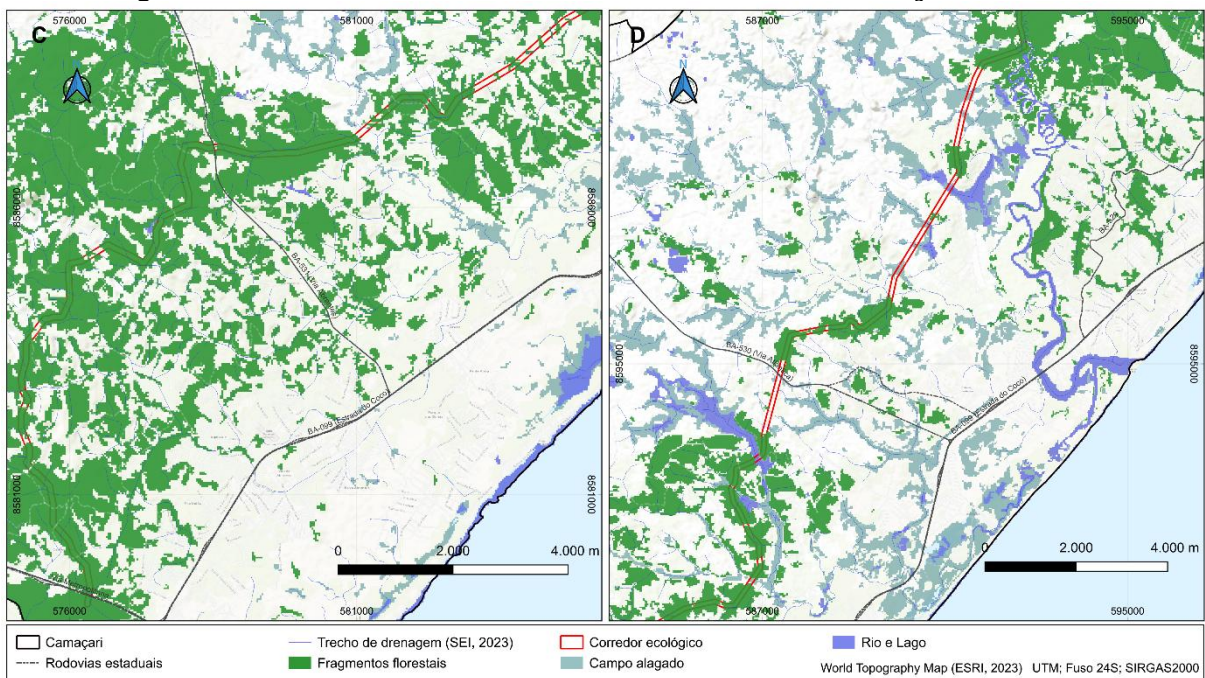
Os caminhos de menor custo simularam esse corredor até a Reserva Camurujipe, destino almejado pelo Programa Corredor Ecológico Costa dos Coqueiros. A conectividade estabelecida por este corredor é importante para viabilizar o fluxo genético entre populações de importantes fragmentos em escala regional,

podendo formar metapopulações. Recomenda-se estudos mais detalhados de análise populacional da espécie modelo nos fragmentos de áreas fonte-destino e em fragmentos ao longo do corredor.

Considerar caminhos que conectam áreas mais distantes e possuem menor proporção de áreas não florestadas em seu trajeto é decisivo para ampliar a conectividade da paisagem através de proposta para conceber corredores ecológicos.

Por essas características, e considerando que ele foi o caminho que apresentou os maiores valores de RSFI, o corredor 5-10 foi escolhido para análise mais detalhada e proposição de ações e intervenções, visando fomentar a conservação da biodiversidade no município de Camaçari. Para sua implantação, mais ações de conservação florestal são necessárias nos recortes B e C (Figura 23), visto que possuem alto percentual de área ocupada pela floresta.

Figura 23 – Corredor 5-10 nos recortes C e D, em Camaçari, em 2023



Fonte: Elaborado pela autora.

Para a conservação dos fragmentos dentro do corredor, recomenda-se a utilização de instrumentos legais de proteção florestal, como a compensação pela supressão de Mata Atlântica (Brasil, 2006), enquanto instituição de servidão ambiental e Reserva Particular do Patrimônio Natural (Brasil, 2000), implantação de Programas de pagamento por serviços ambientais (Camaçari, 2023) e incentivos à criação de Unidades de conservação (Brasil, 2000).

O corredor 5-10 possui 80 ha de área para restauração florestal, dos quais 92,5% estão nos recortes C e D, mais especificamente, áreas localizadas a nordeste do recorte C e distribuídas em três trechos no recorte D (Figura 23). Essas são as principais áreas não florestadas do corredor e estão inseridas em uma matriz de baixa qualidade, caracterizada por Área urbanizada, Pastagem e Mosaico de usos.

Ações prioritárias para aumentar a permeabilidade em pontos específicos nessas áreas, devem ser propostas. A restauração florestal ou florestamento com espécies da flora nativa, visando a formação dos corredores, deve ser executada especialmente nas áreas mais próximas aos fragmentos. Em áreas mais distantes recomenda-se o consórcio com agroecossistemas mais permeáveis, como os sistemas agroflorestais.

A restauração das matas ciliares de afluentes do rio Capivara e da vegetação do Campo alagado, principalmente no recorte D (Figura 23), pode contribuir para aumentar a permeabilidade da matriz, melhorando a qualidade do corredor. Plantio de árvores, implantação de *stepping stones* e instalação de estruturas de travessia de fauna associadas a medidas de mitigação dos efeitos das estradas, também devem ser previstas. Estas ações são cruciais para garantir a percolação e a conectividade da paisagem de Camaçari no sentido norte-sul.

As medidas prioritárias propostas são o florestamento de 74 ha de Pastagem e Mosaico de usos e implantação de estruturas de passagem de fauna nas estradas. Para isso, é necessário desenvolver projetos específicos baseados em estudos locais.

Recomenda-se a realização de estudos mais detalhados sobre os aspectos demográficos, físicos, biológicos e socioeconômicos das regiões próximas, visando identificar os usuários dessas áreas e subsidiar o desenvolvimento e execução de políticas públicas sustentáveis.

Projetos de ação em escala local, voltados a temas relacionados aos corredores ecológicos, também são fundamentais para integrar esforços de conservação e desenvolvimento. Eles devem ser desenvolvidos enquanto política pública municipal, envolvendo especialmente projetos de educação ambiental, de geração de renda e de fomento à conservação florestal.

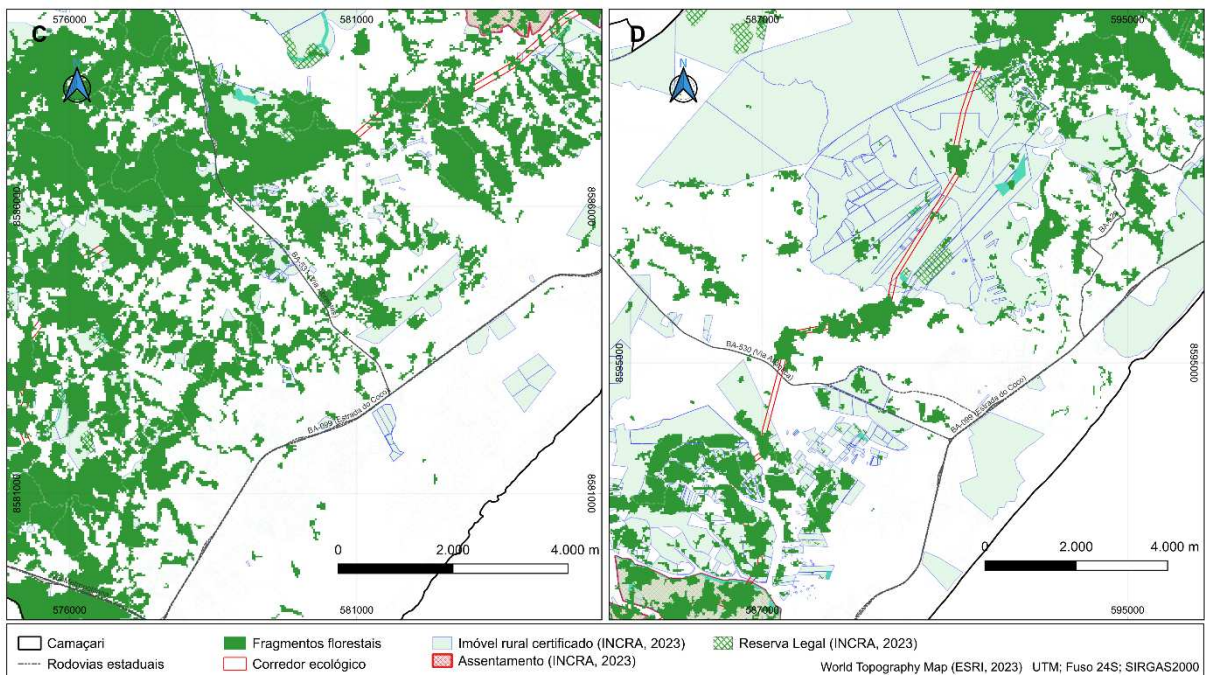
Sugere-se dividir os corredores em áreas-núcleo, priorizando a execução em fases alinhadas às condições socioambientais e econômicas. Projetos de geração de renda devem ser incentivados para envolver as comunidades locais, e instrumentos jurídicos, como compensações ambientais previstas na Lei da Mata Atlântica (Brasil,

2006), podem ser empregados para viabilizar a implantação. É igualmente essencial estabelecer uma estrutura de governança administrativa com objetivos claros para os corredores.

O planejamento deve considerar tanto escalas espaciais quanto temporais. A adoção de microescalas, como microbacias hidrográficas, pode ser uma alternativa viável. Além disso, programas e projetos setoriais devem ser integrados, fortalecendo o planejamento participativo e alinhando-se a metas globais, como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Essa integração pode mobilizar atores sociais, promovendo a conservação de recursos naturais e o protagonismo no desenvolvimento local.

A avaliação da situação fundiária é crucial para a implementação das ações. O mapeamento das propriedades rurais (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária - INCRA, 2023) mostrou que em um dos trechos prioritários do recorte D o corredor atravessa grandes e pequenas propriedades rurais (Figura 24). O cadastramento e articulação com esses proprietários, assim como entre diversos atores interessados, é fundamental para a implantação das medidas.

Figura 24 – Corredor 5-10 nos recortes C e D, com propriedades rurais, em Camaçari, 2023



Fonte: Elaborado pela autora.

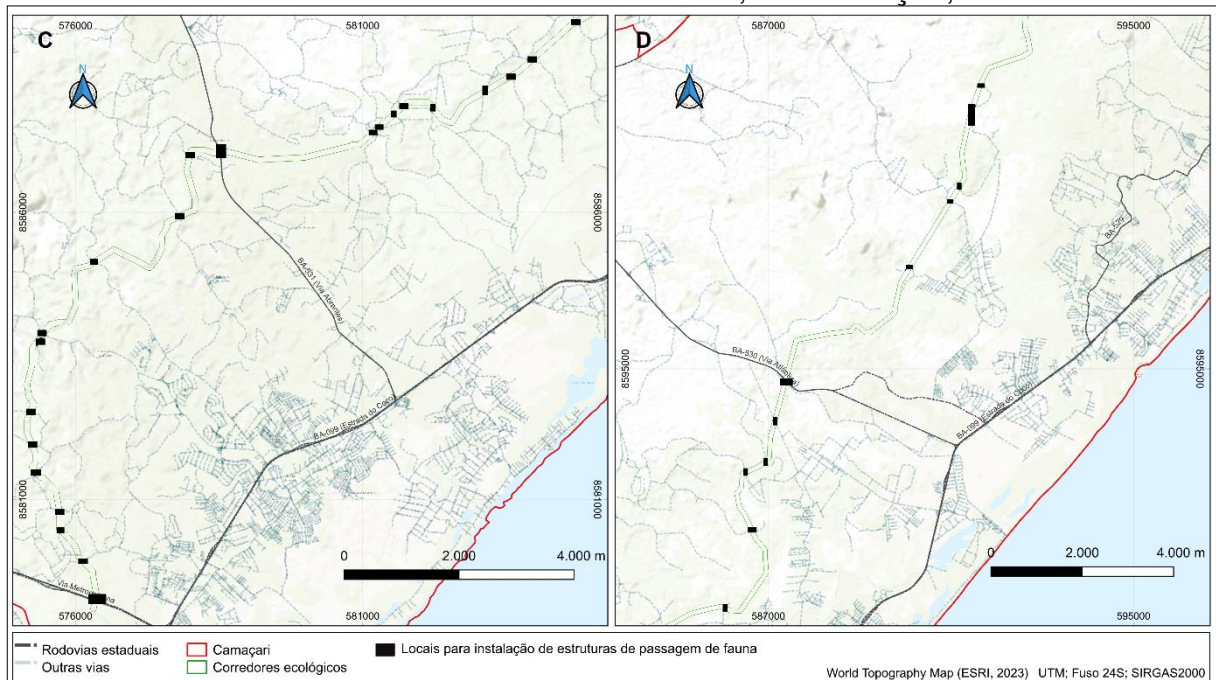
Em relação as estruturas de passagem de fauna, esta pesquisa apontou que o

corredor atravessa 4 rodovias estaduais, sendo 3 nos recortes C e D, e 34 outras vias, das quais 20 estão no recorte C e 11 no recorte D (Figura 25).

Os caminhos de menor custo são uma ferramenta importante ao apontar os locais onde haverá maiores possibilidades de passagem da fauna e assim projetar medidas mitigadoras dos efeitos das estradas sobre a fauna e ações para aumentar a conectividade da paisagem.

Recomenda-se a utilização de placas sinalizadoras, estrutura de passagens de fauna e cercamento (Gonçalves *et al.*, 2023). Para Rodovias, estruturas mais robustas são necessárias, visando maior chance de sobrevivência das espécies. Para Outras vias, estruturas mais simples podem ser implantadas. Pontes de corda podem ser utilizadas nessas vias. Estudos mais detalhados para instalação das pontes devem ser realizados. Recomenda-se a instalação de placas de sinalização ao longo dessas vias, destacando a importância da biodiversidade local e sua conservação, assim como formas de evitar colisão com a fauna.

Figura 25 - Locais de intervenção para implantação de estruturas de passagem de fauna nos recortes C e D do corredor 5-10, em Camaçari, em 2023



Nas rodovias estaduais, Via Metropolitana, BA 531 e BA 530, recomenda-se a instalação de 4 placas de sinalização, sendo duas em cada sentido do tráfego, a cerca de 400m e 100m do local onde o corredor atravessa. Além disso, recomenda-se, para

a Via Metropolitana e BA 531, a implantação de estruturas de passagem de fauna, como ponte de dossel associadas a cercas com extensão mínima de 5 km (Gonçalves *et al.*, 2023).

As áreas adjacentes à BA 530, onde o corredor atravessa, não possuem fragmentos florestais. Assim, estrutura de passagem deve ser concebida em conjunto com as ações de florestamento nessas áreas. Uma passagem superior de fauna associada a cercamento pode apresentar resultados positivos de minimização dos efeitos da rodovia, assim como contribuir com o florestamento das áreas adjacentes.

Recomenda-se a realização de estudos sobre as taxas de colisão entre veículos e fauna, identificação dos locais mais propensos aos acidentes e identificação dos grupos ou espécies que atravessam as rodovias antes da implantação das medidas. Esses estudos e o monitoramento dos fatores contribuirão para análise da efetividade das medidas implantadas, gerando evidências sobre o funcionamento das ações na redução dos impactos (Gonçalves *et al.*, 2023) ou apontando para necessidade de manejo e readequação.

Os caminhos simulados para modelar corredores ecológicos em Camaçari, consideraram a percepção da espécie e utilizaram uma superfície de resistência baseada no uso e cobertura da terra. Os resultados apontam a possibilidade de implantação do corredor ecológico mais representativo e com maior potencial de conectividade para o município. A instituição e efetivação deste corredor é um cenário favorável a conservação da biodiversidade em relação a conectividade entre habitats e a percolação da paisagem.

Uma pequena parte do corredor proposto, na porção sudeste da paisagem, encontra-se em Unidade de Conservação de uso sustentável, do tipo Área de Proteção Ambiental. Ressalta-se a ocorrência de outras áreas protegidas legalmente, como as áreas de preservação permanente e vegetação em estágio médio e avançado de regeneração. É importante que seja avaliado quanto e quais das florestas deste corredor já estão em áreas protegidas, visando adoção de medidas prioritárias.

Recomenda-se o desenvolvimento de um programa de corredor ecológico para conservação da biodiversidade de Camaçari, utilizando o corredor 5-10. As medidas recomendadas devem servir de base para análises detalhadas de viabilidade física, social e econômica, incluindo projetos técnicos, executivos e financeiros. O corredor deve ser planejado e promovido como uma unidade de planejamento municipal que

integre biodiversidade, serviços ecossistêmicos e desenvolvimento socioeconômico.

5.4 Conclusão

A modelagem utilizando o LS Corridors a partir de múltiplos caminhos de menor custo, revelou caminhos preferenciais para a proposição de corredores ecológicos em Camaçari. Essa abordagem, ao integrar dados espaciais e ecológicos, demonstra a relevância da espécie-alvo na seleção de rotas ótimas, destacando sua importância como modelo para a conservação da biodiversidade local.

A aplicação de modelos preditivos, como o LS Corridors, representa um ponto de partida estratégico para a delimitação de corredores ecológicos, especialmente em áreas onde propostas prévias são inexistentes. Contudo, é imperativo reconhecer que tais modelos fornecem cenários simulados, que demandam refinamentos contínuos e confirmação em campo.

A integração de dados de uso e cobertura da terra, aliada a uma análise espacial detalhada, possibilita a identificação de áreas críticas para a implementação de corredores. Tal abordagem holística, que considera a complexidade da paisagem e a distribuição dos habitats, é essencial para a criação de corredores funcionais, que atendam às necessidades ecológicas e socioambientais da região.

O cenário modelado revelou que a maior parte dos corredores simulados para Camaçari percorre áreas ocupadas pela classe Formação Florestal, seguida por Pastagem e Mosaico de Usos. O corredor 5-10 destacou-se pelo potencial para concepção, apresentando representatividade municipal e importância regional, percorrendo o município no sentido norte-sul, com 80% de área ocupada por florestas e demanda de ações de florestamento em apenas 80 hectares.

Para efetivar a implantação desse corredor, foram recomendadas medidas como a criação de pequenos bosques ou quintais agroflorestais, a recomposição de matas ciliares e a instalação de estruturas de passagem de fauna em estradas, associadas a cercamento e placas de sinalização. Essas ações visam mitigar o impacto da fragmentação de habitats e facilitar o deslocamento da fauna, promovendo a conectividade funcional da paisagem.

O cenário de efetivação do corredor proposto deve integrar conhecimentos científicos às demandas urgentes da sociedade. Essa abordagem contribui para subsidiar o planejamento de ações que promovam os benefícios de um corredor

ecológico, tanto em termos de fluxo genético e persistência de populações, quanto em termos de desenvolvimento socioeconômico e melhoria da qualidade de vida das populações locais.

A implementação de corredores ecológicos em Camaçari, portanto, representa uma estratégia multifacetada de conservação e desenvolvimento sustentável, que exige a integração dos resultados da pesquisa às políticas públicas de conservação e planejamento territorial. A superação dos desafios e a implementação das ações propostas demandam um esforço conjunto de diferentes atores, visando garantir a viabilidade e a efetividade dos corredores ecológicos na região.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise da paisagem de Camaçari (1990–2023) revelou uma complexa interação entre as transformações socioeconômicas e a dinâmica de uso e cobertura do solo. O predomínio do mosaico de usos, a redução na taxa geral de antropização e o incremento de 4% nas áreas florestais destacam avanços importantes. A predominância do mosaico de usos, em um primeiro momento, pode parecer paradoxal em um contexto de conservação ambiental, especialmente quando se discute a fragmentação de habitats.

No entanto, em paisagens já fragmentadas, como Camaçari, o mosaico pode representar uma estratégia de conservação complementar, já que apresenta potencial para restauração ecológica. Essa estratégia, porém, não diminui a urgência de proteger os remanescentes florestais e favorecer a conectividade por meio da configuração dos habitats e melhoria na permeabilidade da matriz.

A qualidade do habitat florestal foi comprometida pela fragmentação, evidenciada pelo aumento do número de fragmentos e bordas, além da redução das áreas core. Abaixo do limiar crítico de fragmentação, os maiores fragmentos representam uma oportunidade estratégica para a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, sendo imprescindíveis ações imediatas para proteção desses remanescentes florestais, assim como aqueles menores que são decisivos para a conectividade.

Para alcançar um cenário favorável à conservação, recomenda-se enquadrar as florestas preservadas como vegetação primária ou secundária em estágio avançado de regeneração; criar e implementar os corredores ecológicos simulados; e aumentar a permeabilidade da matriz com ações de restauração, especialmente nas áreas adjacentes aos corredores ecológicos, utilizando espécies nativas e técnicas de monitoramento.

A simulação dos múltiplos caminhos de menor custo, com a ferramenta LSCorridors, destacou a relevância de integrar a percepção da espécie e a influência da paisagem na simulação de corredores. Utilizar a espécie *Chaetomys subspinosus* como espécie guarda-chuva proporciona um cenário favorável para manter muitas outras espécies.

A modelagem e análise dos usos e cobertura da terra apontaram características favoráveis à implantação do corredor de maior representatividade no município.

Assim, foi possível indicar a necessidade de intervenção em locais específicos e definir medidas apropriadas para aumentar a conectividade da paisagem, como florestamento, instalação de passagens de fauna e conservação florestal. Essas medidas devem ser incorporadas às políticas públicas existentes e, se necessário, subsidiar a criação de novas leis e regulamentações para a conservação da biodiversidade.

A proteção das áreas prioritárias e a implantação do corredor ecológico exigem um planejamento ambiental municipal articulado às diferentes realidades e atores locais, e integrado às comunidades. A participação das comunidades locais é fundamental para garantir a viabilidade e a efetividade dos corredores ecológicos. Sugere-se uma execução em fases, priorizando áreas-núcleo e promovendo estratégias de geração de renda, como compensações ambientais, projetos agroflorestais ou de pagamento por serviços ambientais, para garantir o engajamento social e a sustentabilidade das ações.

A criação de uma paisagem favorável à conservação da biodiversidade em Camaçari é possível e representa uma oportunidade única de promover a manutenção dos serviços ecossistêmicos e, ao mesmo tempo, fomentar o desenvolvimento socioeconômico. A integração de ciência, políticas públicas e engajamento social será decisiva para transformar os cenários simulados em uma realidade e beneficiar a presente e as futuras gerações, incluindo o enfrentamento das crises globais atuais, como a perda da biodiversidade e as mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS

- ADRIAENSEN, F.; CHARDON, J. P.; DE BLUST, G.; SWINNEN, E.; VILLALBA, S.; GULINCK, H.; MATTHYSEN, E. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, p. 233-247, 2003.
- ALMEIDA, C. A. Efeitos da fragmentação da paisagem na diversidade de espécies em áreas tropicais. **Revista Brasileira de Biologia**, 68(3), 423-430. DOI: 10.1590/S0034-71082008000300008, 2008.
- ALMENAR, J. B.; BOLOWICH, A.; ELLIOT, T.; GENELETTI, D.; SONNEMANN, G.; RUGANI, B. Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 189, p. 335-351, 2019. doi: 10.1016/j.landurbplan.2019.05.004.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. IE/UNICAMP, Campinas, fev. 2009. (Texto para discussão, n. 155).
- ANDRADE, M. C. B. **Implicações socioespaciais decorrentes da industrialização nos municípios de Camaçari e Dias D'Ávila**. 2009. 124 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2009.
- ANDRADE, M. C. B. O uso do território no contexto da reestruturação produtiva: o caso do polo industrial de Camaçari. In: **Encuentro de Geógrafos de América Latina**, 12., 2009, Montevideo. Anais... Montevideo: [s.n.], 2009a. v. 1.
- ANDREASEN, J. K.; O'NEILL, R.V.; NOSS, R.; SLOSSER, N. C. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**. V. 1, Issue 1, 2001, Pages 21-35, ISSN 1470-160X. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00007-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X01000073>. Acesso em: 05 ago. 2023.
- ANDRÉN, H. Effects of fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat a review. **Oikos**. Copenhagen, v.71, n.3, p.355-366, dez. 1994. DOI 10.2307/3545823 Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3545823>. Acesso em: 17 nov. 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, set. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ele.13535>. Acesso em: 12 maio 2023.

ASSIS, J. C.; HOHLENWERGER, C.; METZGER, J.; RHODES, J.; DUARTE, G.; DA SILVA, R. A.; BOESING, A.; PRIST, P.; RIBEIRO, M. Linking landscape structure and ecosystem service flow. **Ecosystem Services**, v. 62, p. 101535, jun. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101535>. Acesso em: 23 abr. 2023

AWADE, M. M., & METZGER, J. P. Aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: efeitos do isolamento e da conectividade em fragmentos florestais. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 16(1), 22-30, 2008.

AZEVEDO, P. E. R. **Estudo do planejamento e da organização do turismo no município de Camaçari – BA no período de 1986 a 2008**. 2010. 96 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Pós-graduação em Turismo e hotelaria). Universidade do Estado da Bahia, Salvador, 2010.

BAHIA. Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - INEMA. **Portaria nº 27.856, de 31 de janeiro de 2023**. Concede Autorização de supressão da vegetação nativa. Diário Oficial de Estado, Bahia, jan. 2023.

BAHIA. **Programa Corredor Ecológico Norte da Bahia - Compromisso de desenvolvimento sustentável, conservação da Mata Atlântica, biodiversidade e recursos hídricos**. 2005.

BAHIA. Secretaria da Cultura e Turismo. **PDTIS, Plano de Desenvolvimento Integrado do Turismo Sustentável: Salvador e entorno**. Salvador: Suinvest/Bahiatursa, 2004.

BAUM, K. A.; HAYNES, K. J.; DILLEMUTH, F. P.; CRONIN, J. T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671-2676, 2004.

BEIER, P.; SPENCER, W.; BALDWIN, R. F.; MCRAE, B. H. Toward best practices for developing regional connectivity maps. **Conservation Biology**, v. 25, p. 879-892, 2011.

BEIER, P.; MAJKA, D.; JENESS, J. **Conceptual steps for designing wildlife corridors**. 2007. Disponível em: <<http://corridordesign.org/dl/docs/ConceptualStepsForDesigningCorridors.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2024.

BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 517–533, 1998.

BENSUSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. 1a. ed. Rio

de Janeiro, RJ, Brasil: FGV Editora, 2006.

BOGAERT, J.; CEULEMANS, R.; SALVADOR-VAN EYSENRODE, D. Decision Tree Algorithm for Detection of Spatial Processes in Landscape Transformation.

Environmental Management, v. 33, p. 62-73, 2004. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-003-0027-0>. Acesso em: 08 ago. 2024.

BONVICINO, C. R.; *et al.* 2018. *Chaetomys subspinosus* (Olfers, 1818). In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. Brasília: ICMBio. p. 459-462

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; RIBEIRO, S. Análise de Padrões. In: RIBEIRO, S.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. **Ecologia da paisagem no contexto luso-brasileiro**. Curitiba: Appris Editora, 2021. v. 1, cap. 3, p. 223 - 264.

BOWMAN, J.; CORKUM, C.V.; FORBES, G.J. Spatial scales of trapping in small-mammal research. **Canadian Field Naturalist**. v. 115, p. 472-475, 2001.

BRASIL. **Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 26 jan. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa N° 3, de 27 de maio de 2003. **Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção**. Brasília.

BRASIL. **Lei n. 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. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 dez. 2006. Seção 1, p. 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria N° 444, de 17 de dezembro de 2014. **Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção**. Brasília

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria N° 463, de 18 de dezembro de 2018. **Áreas prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: 2ª Atualização**. Brasília, DF.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria N° 148 de 07 de junho de 2022. **Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção**. Brasília, DF.

BRECKHEIMER, I.; HADDAD, N. M.; MORRIS, W. F.; TRAINOR, A. M.; FIELDS, W. R.; JOBE, R. T.; HUDGENS, B. R.; MOODY, A.; WALTERS, J. R. Defining and evaluating the umbrella species concept for conserving and restoring landscape connectivity. **Conservation Biology**, v. 28, p. 1584–1593, 2014.

BROADBENT, E.N.; ASNER, G. P.; KELLER, M.; KNAPP, D. E.; OLIVEIRA, P. J.C.; SILVA, J. N. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 141, Issue 7, 2008. Pages 1745-1757, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.024>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320708001377>)

BROWN, E. D.; WILLIAMS, B. K. Ecological integrity assessment as a metric of biodiversity: are we measuring what we say we are? **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 6, p. 1011–1035, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1111-0>. Acesso em: 24 maio 2024.

CAMAÇARI. **Lei n. 1.260, de 17 de dezembro de 2012**. Aprova o Plano Urbanístico Específico (PUE) no subdistrito de Parafuso, cria o Parque Urbano do Rio Joanes e dá outras providências. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/ba/c/camacari/lei-ordinaria/2012/126/1260/lei-ordinaria-n-1260-2012-aprova-o-plano-urbanistico-especifico-pue-no-sub-distrito-de-parafuso-e-cria-o-parque-urbano-do-rio-joanes-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 26 jan. 2025.

CAMAÇARI. **Lei n. 1873, de 15 de dezembro de 2023**. Institui o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Sustentável (PDDU-S) do Município de Camaçari. Camaçari, BA: Diário Oficial do Município, 2023.

CAMAÇARI. **Camaçari lança o projeto Caminho dos Sete Paraísos**. Diário Oficial do Município, Camaçari, n. 231, p. 1, dez. 2007. Disponível em: <https://www.camacari.ba.gov.br/wp-content/uploads/legado/diarios/231.pdf>. Acesso em: 23 out. 2024.

CAMAÇARI. **Camaçari se consolida como destino turístico para o mundo**. Site da Prefeitura de Camaçari, Camaçari, 28 set. 2023b. Disponível em: <https://www.camacari.ba.gov.br/camacari-se-consolida-como-destino-turistico-para-o-mundo/>. Acesso em: 13 nov. 2024.

CAMAÇARI. **Diagnóstico técnico final: Revisão do Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Camaçari – BA - Tomo B, Capítulos 3 e 4**. Ago, 2023a. Disponível em: <http://pddu.camacari.ba.gov.br/wp-content/uploads/2023/09/TOMO-B-CAPITULOS-3-E-4.pdf>. Acesso em: 24 jul. 2024.

CAMAÇARI. **População de Camaçari cresceu cerca de 164% em 30 anos, segundo IBGE**. Site da Prefeitura de Camaçari, Camaçari, 25 mar. 2024. Disponível em: <https://www.camacari.ba.gov.br/populacao-de-camacari-cresceu-cerca-de-164-em-30-anos-segundo-ibge/>. Acesso em: 13 nov. 2024.

CAMAÇARI. **Setur realiza pesquisa com turistas da Costa de Camaçari**. Site da Prefeitura de Camaçari, Camaçari, 15 fev. 2024a. Disponível em: <https://www.camacari.ba.gov.br/setur-realiza-pesquisa-com-turistas-da-costa-de-camacari/>. Acesso em: 15 nov. 2024.

CARO, T. **Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and**

other surrogate species. Washington, DC: Island Press, 2010.

CASTELLÓN, T. D.; SIEVING, K. E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, v. 20, n.1, p. 135-145, 2006.

CATZEFLIS, F.; PATTON, J.; PERCEQUILLO, A.; BONVICINO, C.; WEKSLER, M. 2017. *Chaetomys subspinosus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2017**: e.T4366A22213335. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T4366A22213335.en>. Accessed on 04 August 2024.

CHASE, J.M., BLOWES, S.A., KNIGHT, T.M., GERSTNER, K., MAY, F. Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. **Nature**. V. 584, 238–243. 2020.

CHIARELLO, A. G.; PASSAMANI, M.; ZORTÉA, M. Field observations on the thin-spined porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Rodentia; Echimyidae). **Mammalia**, Paris, v. 61, n. 1, p. 29-36, 1997.

CHIARELLO, A.G.; FARIA, D. & OLIVEIRA, P.A. 2008. *Chaetomys subspinosus* Olfers, 1818, p.822–823. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M.; Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

CLIMATE-DATA. *Dados climáticos: informações e fontes*. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/info/sources/>. Acesso em: 24 out. 2024.

COELHO, R. H. T.; LOUZADA, M. A. P. Métricas de paisagem e sistema de espaços livres: subsídios para a conservação da biodiversidade e a estruturação da expansão urbana. In: MIGLIORINI, J. M. **Planejamento urbano e regional: Bases teóricas e práticas de intervenção na organização espacial**. 1. ed. [S. l.]: Atena Editora, 2022. p. 1–13. DOI 10.22533/at.ed.5132222021. Disponível em: <https://www.atenaeditora.com.br/post-ebook/4867>. Acesso em: 14 jun. 2023.

CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. **Convenção sobre Diversidade Biológica**. 2022. Disponível em: <https://www.cbd.int>. Acesso em: 7 out. 2024.

CROSSMAN, N. D.; BRYAN, B. A. Systematic landscape restoration using integer programming. **Biological Conservation**. 128: 369-383. 2006.

CROUZEILLES, R., J. A. PREVEDELLO, M. S. L. FIGUEIREDO, M. L. LORINI, AND C. E. V. GRELE. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? **Landscape Ecology**. 2014. DOI: 10.1007/s10980-013-9978-6. Disponível em: Acesso em: 02 ago 2024.

CROWE, O.; BERESFORD, A. E.; BUCHANAN, G. M.; GRANTHAM, H. S.; SIMKINS, A. T.; WATSON J. E. M.; BUTCHART, S.H.M. **A global assessment of**

forest integrity within Key Biodiversity Areas Biological Conservation. V. 286, out. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110293>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320723003944>. Acesso em: 27 jul 2024.

DIAS, A.; VAN HOUTT, S.; MESCHIN, K. *et al.* Using essential biodiversity variables to assess forest ecosystem integrity. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 6, 2023. DOI: 10.3389/ffgc.2023.1098901. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/forests-and-global-change/articles/10.3389/ffgc.2023.1098901>. Acesso em: 7 set. 2024.

DIAS, L. L.; SOARES, A. P. N.; PRADO, F. **Gestão efetiva e conservação da paisagem amazônica: caminhos para alcançar a meta 3 do marco global para a biodiversidade.** XI Seminário Brasileiro sobre áreas protegidas e Inclusão Social e VI Seminário Latino-americano sobre áreas protegidas e Inclusão Social. Departamento de Geografia. Universidade de São Paulo. Nov. 2023. Disponível em: <https://lira.ipe.org.br/downloads/gestao-efetiva.pdf>. Acesso em 29 jun. 2024.

DINIZ, M. F. **Avaliação de estratégias espaciais para otimizar a conservação de redes de habitat.** 2019. 169 f. Tese (Doutorado Ecologia e Evolução). Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Goiânia, Goiás, 2019.

Eco Parque Sauipe Fabrica de Floresta. **Instituto Fábrica de Florestas - História.** YouTube, 2018. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=PG8iFQgenUg>. Acesso em: 15 jun. 2024.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics.** v. 34, p. 487–515, nov. 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 14 jun. 2023

FAHRIG, L. Habitat fragmentation: A long and tangled tale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 1, p. 33–41, 2019.

FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, v. 100, n. 1, p. 65–74, jul. 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1). Acesso em: 26 maio 2023.

FAHRIG, L. When does fragmentation of breeding habitable affect population survival?. **Ecological Modelling.** v. 105, p. 273 - 292. 1998.

FAHRIG, L.; WATLING, J. I.; ARNILLAS, C. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; JÖRGER-HICKFANG, T.; MÜLLER, J.; PEREIRA, H. M.; RIVA, F.; RÖSCH, V.; SEIBOLD, S.; TSCHARNTKE, T.; MAY, F. Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. **Biological Reviews**, v. 97, p. 99–114, 2022.

FEGER, C.; MERMET, L.; MCKENZIE, E.; VIRA, B. **Improving Decisions with Biodiversity and Ecosystem Services Information: A Theory-based Practical**

Context Diagnostic for Conservation. [S. l.: s. n.], 2017.

FERNANDEZ-GINÉ, G. A. **Ecologia e comportamento do ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*, Olfers 1818) em fragmentos de Mata Atlântica do município de Ilhéus, sul da Bahia.** 2009. 244 f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz ESALQ, USP, Piracicaba, São Paulo, 2009.

FERRAZ, S. F. B.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CASSIANO, C. C. *et al.* How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 187–200, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>. Acesso em: 27 set 2024.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B.; MANNING, A. D. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: Ten guiding principles for commodity production landscapes. **Frontiers in Ecology and The Environment** v. 4, p. 80–86, mar. 2006. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0080\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0080]2.0.CO;2). Acesso em: 22 maio 2023.

FONSECA, B. M., RIBAS, R. P., MOURA, A. C. M. Aplicação dos conceitos e métricas de ecologia da paisagem na gestão da paisagem urbana. **Paisagem e Ambiente**, n. 38, 2016, p. 71-85.

FONSECA, G. A. B.; ALGER, K.; PINTO, L. P.; ARAÚJO, M.; CAVALCANTI, R. Corredores de biodiversidade: O Corredor central da Mata Atlântica. *In*: ARRUDA, Moacir Bueno; NOGUEIRA DE SÁ, Luís Fernando S. (orgs.). **Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Brasília: Ibama, 2003. p. 47-80.

FORMAN, R. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

FORMAN, R.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley and Sons, 1986.

FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO (FAPESP). **Programa Biota/FAPESP: Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo, 2008.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. *Atlas da Mata Atlântica*. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/iniciativas/atlas-da-mata-atlantica/>. Acesso em: 7 dez. 2024.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2021/2022, relatório técnico**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2023. 61p.

GBIF.org (27 junho 2024). **GBIF Occurrence Download**. <https://doi.org/10.15468/dl.r7znac>.

GEORGE, G. K. S. **Modelagem de corredores para *Callicebus Coimbrai* e *Callicebus Barbarabrownae*, primatas ameaçados no Nordeste brasileiro**. 2018. 58 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Natal, Rio Grande do Norte. 2018.

GERGEL, S. E.; TURNER, M. G. **Learning Landscape Ecology. A Practical Guide to Concepts and Techniques**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2017.

GILEÁ, J.; SPINOLA, C. A.; SOUZA, L. N. Camaçari: repercussões urbanas e ambientais do crescimento industrial. **Revista Scientia**, Salvador, v.5, n.2, p. 13-28, maio/ago. 2020. Disponível em <https://www.revistas.uneb.br/index.php/scientia/article/view/8592/5469>. Acesso em 29 nov. 2023.

GINÉ, G.A.F.; BARROS, E. H.; DUARTE, J. M. B.; Faria, D. Home range and multiscale habitat selection of threatened thin-spined porcupine in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy (Print)**, p. 1095-1105, 2015.

GINÉ, G. A. F.; DUARTE, J. M. B.; FARIA, D. Feeding ecology of a selective folivore: the case of the thin-spined porcupine (*Chaetomys subspinosus*) in the Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 91, p. 931-941, 2010.

GINÉ, G.A.F.; DUARTE, J. M. B; MOTTA, T. C. S.; FARIA, D. Activity, movement and secretive behavior of a threatened arboreal folivore, the thin-spined porcupine, in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Journal of Zoology**, v. 286, p. 131-139, 2012.

GINÉ, G. A. F.; FARIA, D. Combining species distribution modeling and field surveys to reappraise the geographic distribution and conservation status of the threatened thin-spined porcupine (*Chaetomys subspinosus*). **PLoS One**, v. 13, p. 01-22, 2018.

GINÉ, G. A. F.; LE PENDU, Y.; DUARTE, J. M. B.; FARIA, S. & FARIA, D. 2006. Uso do espaço pelo Ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) na região cacauieira do sul da Bahia. In: VII Congresso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre na Amazônia e América Latina, 2006, Ilhéus. **Anais do VII Congresso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre na Amazônia e América Latina**.

GINÉ, G.A.F.; SILVA, K. F. M.; FARIA, D. Decreasing dietary diversity following habitat loss: the case of the thin-spined porcupine in the Atlantic forest. **Mammalian Biology**, v. 100, p. 473-484, 2020.

GLOBAL FOREST WATCH - GFW. **Global deforestation rates and statistics by country**. Disponível em: <https://www.globalforestwatch.org/dashboards/global/#slides/2>. Acesso em: 26 jul. 2024.

GONÇALVES, L. O. *et al.* **Guia de boas práticas para avaliação de efetividade de medidas de mitigação dos impactos sobre a fauna em rodovias** [recurso eletrônico]. Piracicaba: LEMaC-LCF/ESALQ/USP, 2023. 30 p. II. ISBN 978-65-87391-47-2. DOI: 10.11606/9786587391472.

GRANTHAM, H.S., DUNCAN, A., EVANS, T.D. *et al.* **Forest Landscape Integrity Index**. Interactive World Forest Map & Tree Cover Change Data | GFW (globalforestwatch.org). Accessed on 04/08/2024 from Global Forest Watch. 2020

GRANTHAM, H.S., DUNCAN, A., EVANS, T.D. *et al.* Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communication** v. 11, p. 5978, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>. Acesso em: 7 abr. 2024.

GUARENCHI, M. M.; WALTER, A.; PICOLI, M. C. A. **Análise da conectividade funcional em uma paisagem caracterizada pela expansão da cultura canavieira**. In: Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, 18 (SBSR), 2017. [S. l.]: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2017. p. 3065–3072. Disponível em: <http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2017/10.27.12.56.26/doc/thisInformati onItemHomePage.html>. Acesso em: 19 jun. 2023.

GUIOMAR, N.; FARIA, S.; GODINHO, S.; MACHADO, R.; BOSCOLO, D. Dinâmicas e evolução da paisagem. In: RIBEIRO, S.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. **Ecologia da paisagem no contexto luso-brasileiro**. Curitiba: Appris Editora, 2021. v. 1, cap. 2, p. 113 -150.

GUSTAVO, E. J.; PARKER, G. R. Relationships between land cover proportion and landscape spatial pattern indices. **Landscape Ecology**, v. 7, p. 101–110, 1992.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, p. 1–9, mar. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 08 jul. 2023.

HIPÓLITO, J.; SOUSA, B. dos S. B.; GIANINNI, T. C. Uso do Programa InVEST para a avaliação e valoração de serviços ecossistêmicos em áreas protegidas pela Vale. Belém: ITV, 2017. 48 p.

HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, fev. 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/04-0922>. Acesso em: 03 ago. 2023.

HOOPER, D.; ADAIR, C.; CARDINALE, B.; BYRNES, J.; HUNGATE, B.; MATULICH,

K.; GONZALEZ, A.; DUFFY, J.; GAMFELDT, L.; O'CONNOR, M. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, v. 486, p. 105–8, 7 jun. 2012. <https://doi.org/10.1038/nature11118>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Estimativas da População 2020**. Rio de Janeiro: IBGE, 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?edicao=28674>. Acesso em: 11 jan. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico 2022: resultados preliminares**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br>. Acesso em: 11 jan. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Divisão Político-Administrativa Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/cartas-e-mapas/redes-geograficas/15791-divisoes-territoriais.html>. Acesso em: 14 mai. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 2. ed., Rio de Janeiro, 2012, 276 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Mapeamento dos Recursos Naturais do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2018.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO. 2011. **Plano de ação nacional para conservação do ouriço preto**. Série Espécies Ameaçadas nº 17. Deborah Faria, Gastón Andrés Fernández Giné (org.). Brasília: ICMBIO. 2010. 66p.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO. 2018. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. Brasília: ICMBio. 622p.

INSTITUTO CORREDOR ECOLÓGICO. **Instituto Corredor Ecológico Costa dos Coqueiros realiza o plantio coletivo de 10 mil mudas de Mata Atlântica**. 2009. Disponível em: http://www.animalivre.com.br/pagina/MjkyMQ==/Instituto_Corredor_Ecologico_Costa_dos_Coqueiros_realiza_o_plantio_coletivo_de_10_mil_mudas_de_Mata_Atlantica. Acesso em: 15 jun. 2024.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS - INEMA. **Mapeamento da Cobertura Vegetal da Bahia**. Bahia, 2014.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS - INEMA. **Mapeamento da Cobertura Vegetal da Bahia**. Bahia, 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA - INCRA. **SIGEF -**

Sistema de Gestão Fundiária. Brasília, 2023. Disponível em: <https://sigef.incra.gov.br>. Acesso 23 ago. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Histórico de dados meteorológicos. 2023.** Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 23 out. 2024

JALES, L. F. **Modelagem espacial de corredores ecológicos em paisagens naturalmente heterogêneas.** 2013. 88 f. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Belo Horizonte, MG. 2013

KARR, J.; LARSON, E.; CHU, E. Ecological integrity is both real and valuable. **Conservation Science and Practice.** v. 4. 2021. DOI - 10.1111/csp2.583.

KING, S.; VARDON, M.; GRANTHAM, H.; EIGENRAAM, M.; FERRIER, S.; JUHN, D.; LARSEN, T.; BROWN, C.; TURNER, R. Linking biodiversity into national economic accounting. **Environmental Science & Policy**, v. 116, p. 20–29, 1 fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.10.020>.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra.** México: Fondo de Cultura Económica, 1948. 478 p.

LAHIRI, V. **Camaçari completa 265 anos se destacando como centro de negócios, turismo e bem-estar social.** *Estúdio Correio*, 28 set. 2023. Disponível em: [https://www.correio24horas.com.br/estudio-correio/camacari-completa-265-anos-se-destacando-como-centro-de-negocios-turismo-e-bem-estar-social-0923#:~:text=De%20acordo%20com%20a%20Secretaria%20de%20Turismo%20\(Setur\)%2C%20a,mil%20pessoas%20passem%20pela%20cidade](https://www.correio24horas.com.br/estudio-correio/camacari-completa-265-anos-se-destacando-como-centro-de-negocios-turismo-e-bem-estar-social-0923#:~:text=De%20acordo%20com%20a%20Secretaria%20de%20Turismo%20(Setur)%2C%20a,mil%20pessoas%20passem%20pela%20cidade.). Acesso em: 23 dez. 2023.

LAMBECK, R. J. Focal species: a multispecies umbrella for nature conservation. **Conservation Biology**, v. 11, p. 849-856, 1997.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG.** Oficina de Textos. 2009

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUOCA, R. C.; BURTON, A. C.; PERES, C. A. *et al.* A global perspective on threats to tropical forests. **Science**, v. 343, n. 6178, p. 1428-1432, 2014. DOI: 10.1126/science.1248257.

LIMA, R.A. F. *et al.* Comprehensive conservation assessments reveal high extinction risks across Atlantic Forest trees. **Science**, v. 383, p. 219-225, 2024. DOI: 10.1126/science.abq5099.

LIRA, P. K.; TAMBOSI, L. R.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management.** v. 278, p. 80-89, 2012

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O. JR.; RYLANDS, A. B.; MALCOM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S. JR.; POWEEL, A. H.;

SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on amazonian forests fragments. *In*: SOULÉ, M. E. Conservation biology: the science of scarcity and diversity, Sinauer Associates, Sunderland. 1986. p. 237 – 256.

MACARTHUR, Robert H.; WILSON, Edward O. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967. Disponível em: https://books.google.com.br/books?id=a10cdkywhVgC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0 - v=onepage&q&f=false. Acesso em: 24 ago. 2024.

MACKEY, B.; MORGAN, E.; KEITH, H. Evaluating forest landscape management for ecosystem integrity. **Landscape Research**, Londres, v. 49, p. 246-267, 2023.

MALVIDO, B. J.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V. Habitat fragmentation, edge effects and biological corridors in tropical ecosystems. *In*: DEL CLARO, K. *et al.* **Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)**. Oxford: Eolss Publishers, 2008. v. 5, p. 122-132. Disponível em: https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=z1TXCwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA122&dq=Malvido+2008+&ots=WxKPM1u469&sig=YuBtiovURSV9BcW_u0pHVr8rwBo - v=onepage&q&f=false. Acesso em: 03 set. 2024

MARIANO-NETO, E.; SANTOS, R. A.S. Changes in the functional diversity of birds due to habitat loss in the Brazil Atlantic Forest. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 6, p. 1041268, 2023.

MARTELLO, F. **Landscape Ecology in R: Managing spatial data, calculating landscape metrics and simulating corridors**. Spatial Ecology and Conservation lab. Universidade do Estado de São Paulo, Rio Claro – SP, Brasil. 2016.

MARTENSEN, A. C. A importância da dinâmica espaço-temporal na análise de paisagens fragmentadas. *In*: RIBEIRO, S.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. **Ecologia da paisagem no contexto luso-brasileiro**. Curitiba: Appris Editora, 2021. v. 1, cap. 3, p. 311 - 330.

MARTENSEN, A. C.; SAURA, S.; FORTIN, M.J. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 1253-1264, apr. 2017. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/2041-210X.12799>. Acesso em: 28 out. 2023.

MARTIN, C. A.; PROULX, R. Level-2 ecological integrity: Assessing ecosystems in a changing world. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 3, p. 197-202, 2020. DOI: 10.1016/j.pecon.2020.08.001.

MARTINS, E. D. S.; REATTO, A.; OSMAR ABILIO DE CARVALHO JR; GUIMARÃES, R. **Ecologia de Paisagem: Conceitos e Aplicações**. Embrapa

Cerrados. Planaltina, DF. 2004. DOI 10.13140/RG.2.1.4766.8727. Disponível em: <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.1.4766.8727>. Acesso em: 30 maio 2023.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; E ENE, E. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. 2023. Disponível em: <https://www.fragstats.org>. Acesso em 24 jan. 2023

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; E ENE, E. **Landscape Metrics**. 2023. Disponível em: <https://www.fragstats.org/index.php/background/landscape-metrics>. Acesso em: 11/07/2024.

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. DOI 10.2737/PNW-GTR-351. Disponível em: <https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/3064>. Acesso em: 25 jun. 2023.

MEDEIROS, H. R.; TOREZAN, J. M. Evaluation the ecological integrity of Atlantic Forest Remnants bay using ecological assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, Maine, v. 185, p.4373-4382, 2013.

MELLO E SILVA, S. B. **Globalização, turismo e residências secundárias: o exemplo de Salvador-Bahia e de sua região de influência**. *Observatório de Inovação do Turismo – Revista Acadêmica*, v. 4, n. 3, set. 2009

MENDES, L. O. **A evolução das zonas de expansão no planejamento urbano: uma análise do município de Camaçari no período entre 1970 e 2020**. 2020. 101 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Urbano) – Universidade Salvador (UNIFACS), Salvador, 2020.

METZGER, J. P. O Código Florestal Tem Base Científica? **Natureza & Conservação**, v. 08, p. 92–99, jan. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/natcon.00801017>. Acesso em: 16 jan. 2024.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN Jr. L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba, Editora UFPR, 2012. cap. 16, p. 423-454.

METZGER, J. P. How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented landscapes? **Natureza e Conservação**. Rio de Janeiro: ABECO, vol. 4 nº 2, 2006, p. 125-137.

METZGER, J. P. Landscape ecology approach in the preservation and rehabilitation of riparian forest areas in S.E. Brazil. In: CHAVÉZ, S.; MIDDLETON, J. (org.). **Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America**. Logan: International Association for Landscape Ecology, 1998.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagem? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1-2, p. 1-9, 2001a. DOI: 10.1590/S1676-06032001000100002. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/jFcbqSZvF3w8R7IV76k7NNM/?lang=pt>. Acesso em: 21 jun. 2023

METZGER, J. P.; FIDELMAN, P.; SATTLER, C.; SCHRÖTER, B.; MARON, M.; EIGENBROD, F.; FORTIN, M.; HOHLENWERGER, C.; RHODES, J. R. Connecting governance interventions to ecosystem services provision: A social-ecological network approach. **People and Nature**, v. 3, n. 2, p. 266–280, abr. 2021. <https://doi.org/10.1002/pan3.10172>.

METZGER, J.; VILLARREAL ROSAS, J.; SUÁREZ CASTRO, A.; LOPEZ-CUBILLOS, S.; GONZÁLEZ CHAVES, A.; RUNTING, R.; HOHLENWERGER, C.; RHODES, J. Considering landscape-level processes in ecosystem service assessments. **Science of The Total Environment**, v. 796, p. 149028, 1 nov. 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149028>.

METZGER, J.P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1/2, set. 2001b. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1676-06032001000100003>. Acesso em: 24 dez. 2023.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MEA. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org>. Acesso em: 14 jun. 2024.

MUCHAILH, M. C.; RODERJAN, C. V.; CAMPOS, J. B.; MACHADO, A. L. T.; CURCIO, G. R. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Floresta**, v. 40, n. 1, 25 mar. 2010. DOI 10.5380/rf.v40i1.17106. Disponível em: <http://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/17106>. Acesso em: 30 maio 2023.

NATURAL CAPITAL PROJECT. InVEST 0.0. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, **The Nature Conservancy**. World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences, 2024. Disponível em: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>. Acesso em: 15 mai 2024

NOGUEIRA, P. C. D. G. **O turismo e a indústria: um estudo sobre o desenvolvimento dos setores nas últimas duas décadas em Camaçari-BA**. 2021. 94 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Urbano) – Universidade Salvador (UNIFACS), Salvador, 2021.

ODUM E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo. Cengage Learning. 2007. 587p.

OLIVEIRA, A. P. G.; MIOTO, C. L.; PARANHOS FILHO, A. C.; GAMARRA, R. M.; RIBEIRO, A. A.; MELOTTO, A. M. Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. **Revista Árvore**, v. 39, n. 4, p. 595–602,

ago. 2015. <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000400001>.

OLIVEIRA, P.A. de. **Ecologia de fêmeas de ouriço-preto *Chaetomys subspinosus* (Olfers 1818) (Rodentia: Erethizontidae) nas florestas de restinga do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, Espírito Santo**. 2006. 69 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia de Vertebrados) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

OLIVEIRA, R. A. Proposta metodológica para estimar o custo em SIG da criação de corredores ecológicos. 2022. 121 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais). Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, São Paulo, 2022.

OPENSTREETMAP. **Nordeste-lastest-free**. Open Data Commons (ODbL) e Open Database License by the OpenStreetMap Foundation. Disponível em: <https://www.openstreetmap.org/-map=5/51.50/-0.10>. Acesso em: 29 ago. 2024

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; MARCO, P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? In: ROCHA, C. F. D. *et al.* (org.). **Biologia da conservação**. São Carlos: RIMA, 2006. p. 281-316.

PARDINI, R.; BUENO, A. D. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PloS one**, v. 5, n. 10, e13666, out. 2010. DOI 10.1371/journal.pone.0013666. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0013666>. Acesso em: 4 nov. 2023.

PARENTE, L. L.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; AZEVEDO, T. R.; MESQUITA, V. V. **Nota Técnica sobre Mapeamento de Pastagens**. MapBiomias. São Paulo. Jun 2020. Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Nota%20T%C3%A9cnica/Nota_Tecnica_MapBiomias_Pastagem.pdf. Acesso em: 29 nov. 2023.

PILLAY, L.; VENTER, M.; ARAGON-OSEJO, J.; GONZÁLEZ-DEL-PLIEGO, P.; HANSEN, A. J.; WATSON, J. E.; VENTER, O. Tropical forests are home to over half of the world's vertebrate species. **Frontiers in Ecology and the Environment**. v. 20, n. 1. p. 10-15. 2024. DOI:10.1002/fee.2420.

PINTO-CORREIA, T. Modelos conceptuais de paisagem. In: RIBEIRO, S.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. **Ecologia da paisagem no contexto luso-brasileiro**. Curitiba: Appris Editora, 2021. v. 1, cap. 2, p. 37 - 58.

PINTO LEITE, C. M.; MARIANO-NETO, E.; ROCHA, P. L. B. Biodiversity thresholds in invertebrate communities: the responses of dung beetle subgroups to forest loss.

PLoS One, v. 13, n. 8, p. e0201368, 2018.

PIRES, V. R. D. O.; GARCIA, M. A.; MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H. Landscape structure analysis for the establishment of conservation strategies in Atlantic Forest patches. **Ambiência**, v. 12, 2016. DOI 10.5935/ambiencia.2016.Especial.01. Disponível em: <http://www.gnresearch.org/doi/10.5935/ambiencia.2016.Especial.01>. Acesso em: 30 maio 2023.

PLATAFORMA INTERGOVERNAMENTAL SOBRE BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS - IPBES. **The global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services**. Brondizio, E. S.; Settele, J.; Díaz, S.; Ngo, H. T. (ed). IPBES secretariat, Bonn, germany: IPBES, 2019. Disponível em: <https://ipbes.net/global-assessment>. Acesso em: 28 out. 2023.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org>. Acesso em: 30 nov. 2023

PÜTTKER, T.; CROUZEILLES, R.; ALMEIDA-GOMES, M.; SCHMOELLER, M.; MAURENZA, D.; ALVES-PINTO, H.; PARDINI, R.; VIEIRA, M. V.; BANKS-LEITE, C.; FONSECA, C. R.; METZGER, J. P.; ACCACIO, G. M.; ALEXANDRINO, E. R.; BARROS, C. S.; BOGONI, J. A.; BOSCOLO, D.; BRANCALION, P. H. S.; BUENO, A. A.; CAMBUI, E. C. B.; PREVEDELLO, J. A. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108368, jan. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108368>. Acesso em: 18 dez. 2023.

PFLÜGER, F.; BALKENHOL, N. A plea for simultaneously considering matrix quality and local environmental conditions when analyzing landscape impacts on effective dispersal. **Molecular Ecology**, v. 23, p. 2146-2156, 2014.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (org.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília: MMA/SBF. 2003.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M. J.; FALL, A. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 519-532, 2010.

RIBEIRO, J. W. Y.; SANTOS, J. S.; RIBEIRO, M. C. LandScape Corridors: software para a modelagem de corredores ecológicos funcionais. In: **CONGRESSO DE EXTENSÃO UNIVERSITÁRIA DA UNESP**, 8., 2015, São Paulo. *Anais...* São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 2015. p. 1-6.

RIBEIRO, J. W.; SANTOS, J. S.; DODONOV, P.; MARTELLO, F.; NIEBUHR, B. B.; RIBEIRO, M. C. LandScape Corridors (LSCORRIDORS): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species

requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1425-1432, 2017. DOI: 10.1111/2041-210X.12750

RIBEIRO, M. C. **Modelos de simulação aplicados à conservação de paisagens fragmentadas da Mata Atlântica brasileira**. 2010. 277 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2010.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F.; HIROTA, M. M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**. 142: 1141-1153, 2009

RIBEIRO, M. C.; PAGLIA, a. P.; MARTENSEN, A. C.; CUNHA, A. A.; BORGES, B.D.; GUEDES, F. B.; PREM, I.; METZGER, J. P.; RIBEIRO, J. W.; GALETTI, M.; BERNARDO, R.; SALMONA, E. Y. B. Estratégias para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica incorporando múltiplas iniciativas e escalas. In: CUNHA, A. A.; GUEDES, F. B.; BAYMA, A. P.; BRAZIL (Orgs.). **Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**. Brasília. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Departamento de Conservação da Biodiversidade, 2013 (Série Biodiversidade, 49). cap. 4, p. 137 - 165.

RIBEIRO, S.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. **Ecologia da paisagem no contexto luso-brasileiro**. 1. ed. Curitiba: Appris Editora, 2021. v. 1.

RIGUEIRA, D.; MARIANO-NETO, E. Limiares de extinção a perda abrupta de plantas na Mata Atlântica. **Ciência hoje**. v. 54. 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/274896052>. Acesso: 21/12/2023.

ROBERGE, J. M.; ANGELSTAM, P. Usefulness of the umbrella species concepts as a conservation tool. **Conservation Biology**, v. 18, p. 76–85, 2004.

ROSA, G. **Simulação e planejamento de corredores ecológicos para a fauna do HIDS**. 2021. 106 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Pós-graduação em Arquitetura, Urbanismo e Engenharia Civil). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo. 2021.

RUDOLPHO, L. S. **Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade: subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro**. 2020. 308 f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2020.

SANTOS, J. S.; RIBEIRO, M. C. **Modelagem de corredores ecológicos funcionais no pacote Landscape Corridors (LSCorridors)**. Seminário Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Abr. 2019. (Minicurso 01).

SANTOS, J. S. **Influência da permeabilidade da matriz e da heterogeneidade da paisagem na conservação da biodiversidade de mamíferos terrestres**. 2014. 82 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2014.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, nov. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>.

SCARIOT, A.; FREITAS, S. R.; NETO, E. M.; NASCIMENTO, M. T.; OLIVEIRA, L. C.; SANAIOTTI, T.; SERVILHA, A. C.; VILLELA D. M. Vegetação e Flora. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (org.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília: MMA/SBF. 2003.

SHARP, R.; TALLIS, H. T.; RICKETTS, T.; *et al.* **InVEST User's Guide**. Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy and World Wildlife Foundation. 2020. 308 p.

SOUZA, J. G. **Camaçari, as duas faces da moeda: crescimento econômico x desenvolvimento social**. 2006. 235 f. Dissertação (Mestrado em Análise Regional) - Universidade Salvador, Salvador, Bahia. 2006.

SOUZA, J. R.; CARLOS, M. I. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

STANFORD UNIVERSITY. **Natural Capital Project: InVEST models**. Disponível em: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>. Acesso em: 7 ago. 2024.

SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA - SEI. **Cartografia Interativa da Bahia, Base Cartográfica de Referência – 1:25.000**. 2023. Disponível em: <https://portal.geo.sei.ba.gov.br/portal/apps/sites/#/seigeo/apps/3f63299dd777451a81942b0d5d808d88/explore>. Acesso em: 08 ago. 2024.

TABATZOGLOU, J. T.; DOBROWSKI, S. Z.; PARKS, S. A.; HEGEWISCH, K. C. **Terraclimate: a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015**. Scientific Data, 2018. Disponível em: <https://www.climatologylab.org/terraclimate.html>. Acesso em: 24 out. 2024

TAMBOSI, L. R., A. C. MARTENSEN, M. C. RIBEIRO, AND J. P. METZGER. 2013. Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica. In: CUNHA, A. A.; F. B. GUEDES (org.). **Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações**

aplicadas. 1ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2013, v. 1, p. 33-83.

TAMBOSI, L.R., A. C. MARTENSEN, M. C. RIBEIRO, AND J. P. METZGER. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**. 2014. DOI: 10.1111/rec.12049.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, p. 7-19, 2000.

UEZU, A., AND J. P. METZGER. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity Conservation**. v. 20, p. 3627-364, 2011.

UNITED NATIONS. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. 2015. Disponível em:

<https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>. Acesso em: 13 jun. 2023

URBAN, D.; KEITT, T. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. **Ecology**, v. 82, p. 1205–1218, 1 maio 2001. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1205:LCAGTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2). Acesso em 15 jun 2023.

VALENTE, R. de O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2001. Universidade de São Paulo, 2001. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-16042004-145533/>. Acesso em: 18 jun. 2023.

VANCINE, M. H.; MUYLAERT, R. L.; NIEBUHR, B. B.; OSHIMA, J. E. F.; TONETTI, V.; BERNARDO, R.; ANGELO, C.; ROSA, M. R.; GROHMANN, C. H.; RIBEIRO, M. C. The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**. V. 291, 2024. 110499, ISSN 0006-3207. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110499>. Disponível em: (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320724000600>). Acesso em 11/08/2024.

VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. REVIEW: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318. Abr. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12190>. Acesso em: 18 nov. 2023.

VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial. Métricas do fragstats**. 1998. Trabalho de Conclusão de Curso (Pós-graduação em Sensoriamento remoto). Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos.

WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 501–515, 2002.

WILSON, K. A.; LULOW, M.; BURGER, J.; FANG, Y.; ANDERSEN, C.; OLSON, D.; O'CONNEL, M.; MCBRIDE, M. F. Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty, **Journal of Applied Ecology**. 48:715-725. 2011

WU, J.; HOBBS, R. **Key topics in landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

WURTZEBACH, Z.; SCHULTZ, C. Measuring ecological integrity: history, practical applications, and research opportunities. **BioScience**, v. 66, n. 6, p. 446-457, 2016. DOI: 10.1093/biosci/biw037.

ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: a review. **Landscape Ecology**, v. 27, p. 777-797.