UNIVERSIDADE DO ESTADO DA BAHIA – UNEB
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA – DCET
COLEGIADO DE LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - *CAMPUS* II

JOSÉ LINALDO DA PAIXÃO SANTOS JÚNIOR

# RELAÇÃO ENTRE AS MÉTRICAS DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE FORMIGAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO LITORAL NORTE E AGRESTE BAIANO

ALAGOINHAS - BA
2022

JOSÉ LINALDO DA PAIXÃO SANTOS JÚNIOR

# RELAÇÃO ENTRE AS MÉTRICAS DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE FORMIGAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO LITORAL NORTE E AGRESTE BAIANO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra, UNEB/DCET *Campus* II, como requisito para obtenção do título de Licenciado em Ciências Biológicas.

Orientadora: Profa. Dra. Eltamara Souza da Conceição.

ALAGOINHAS-BA
2022

FICHA CATALOGRÁFICA
Sistema de Bibliotecas da UNEB

S237r Santos Júnior, José Linaldo da Paixão

Relação entre as métricas da paisagem e a diversidade de formigas em fragmentos florestais do Litoral Norte e Agreste Baiano / José Linaldo da Paixão Santos Júnior. - Alagoinhas, 2022.

43 fls : il.

Orientador(a): Profa. Dra. Eltamara Souza da Conceição.

Inclui Referências

TCC (Graduação - Ciências Biológicas) - Universidade do Estado da Bahia. Departamento de Ciências Exatas e da Terra. Campus II. 2022.

1.Formigas. 2.Diversidade. 3.Geoprocessamento.

CDD: 574

JOSÉ LINALDO DA PAIXÃO SANTOS JÚNIOR

# RELAÇÃO ENTRE AS MÉTRICAS DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE FORMIGAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO LITORAL NORTE DA BAHIA E AGRESTE BAIANO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra, UNEB/DCET *Campus* II, como requisito para obtenção do título de Licenciado em Ciências Biológicas.

Alagoinhas, 14 de dezembro de 2022.

Nota: 10

BANCA EXAMINADORA

Eltamara Souza da Conceição

Profa. Dra. (Eltamara Souza da Conceição)
Universidade do estado da Bahia

Ana Flávia Magalhães Moreira

Especialista (Ana Flávia Magalhães Moreira)
Universidade do estado da Bahia

Djane dos Reis Ferreira

Especialista (Djane dos Reis Ferreira)
Universidade do estado da Bahia

*Dedico esse trabalho aos meus pais e minha orientadora, que estiveram comigo ao longo dessa jornada.*

## AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento desse trabalho de conclusão de curso contou com o apoio de diversas pessoas, que desempenharam papéis fundamentais ao longo dessa trajetória, dentre elas eu devo agradecer principalmente:

Aos meus pais, que sempre estiveram ao meu lado e me apoiaram nos momentos mais difíceis. Sem eles seria impossível atingir essa grande conquista. Saibam que sempre poderão contar comigo, amo vocês!

As amizades que construí dentro da universidade, que me proporcionaram bons momentos, com muitas gargalhadas e lágrimas de felicidade. Vocês são pessoas únicas que pretendo levar para a vida. Dedico especialmente a Isabela Mello, Jamires Miranda, José Gabriel, Leidice Melo, Tathiana Noronha e Vitória Cavalcante.

Agradeço à minha orientadora Eltamara Souza da Conceição, por ter me acolhido de forma tão calorosa em seu laboratório. Por me ensinar boa parte de tudo eu sei atualmente e me introduzir no mundo das minhas duas maiores paixões dentro das Ciências. Ao longo desses mais de 4 anos juntos, você foi como uma segunda mãe para mim dentro da universidade. Agradeço por tudo e espero que continue ao meu lado.

À equipe que compõe o Museu de Zoologia da UNEB *Campus* II. Não esquecerei todas as longas tardes e manhãs de coletas e triagem de material que vocês estiveram ao meu lado. Fico feliz que a família esteja crescendo e espero que cresça ainda mais.

A todos os professores que participaram da minha formação, proporcionando orientações e ensinamentos que influenciaram diretamente no meu processo de formação acadêmica.

De forma geral, a todos aqueles que influenciaram positivamente a minha formação, saibam que todos vocês constituem uma parte muito importante da minha história.

*“Organismos vivos haviam existido sobre a Terra, sem nunca saberem porque, por mais de três bilhões de anos, antes que a verdade finalmente ocorresse a um deles. Seu nome era Charles Darwin.”*

(Richard Dawkins)

## RESUMO

Em termos de conservação da biodiversidade em remanescentes florestais, a fragmentação florestal destaca-se como uma das maiores problemáticas, sendo necessário o uso de ferramentas como bioindicadores e o geoprocessamento na elaboração de estratégias de conservação. Esse estudo tem como objetivo relacionar as métricas da paisagem com a diversidade de formigas em fragmentos florestais do Território Litoral Norte e Agreste da Bahia. Tendo isso em vista, realizou-se a análise da paisagem de oito propriedades, localizadas no território, tendo como parâmetros o tamanho e formato dos fragmentos (ha), a área nuclear, o índice de circularidade, o índice de diversidade de Patton, bem como, o uso e ocupação do solo. Foram relacionados a esses parâmetros, os índices de diversidade e riqueza dos Formicidae. Constatou-se que, com exceção da RPPN Lontra, as áreas apresentam predominância de fragmentos florestais pequenos ou médios. A maior parte dos fragmentos estudados apresentaram um formato inadequado para a conservação das espécies de formigas nativas. A diversidade de formigas não foi afetada pela forma e tamanho dos fragmentos, em contrapartida, a riqueza foi influenciada pela forma, mas não pelo tamanho.



**Palavras-chave:** Formigas. Diversidade. Geoprocessamento.

## ABSTRACT

In terms of biodiversity conservation in forest remnants, forest fragmentation stands out as one of the biggest problems, requiring the use of tools such as bioindicators and geoprocessing in the elaboration of conservation strategies. This study aims to relate landscape metrics with the diversity of ants in forest fragments in the North Coast Territory and Agreste da Bahia. With this in mind, an analysis of the landscape of eight properties, located in the territory, was carried out, having as parameters the size and shape of the fragments (ha), the core area, the circularity index, the Patton diversity index, as well as such as land use and occupation. The diversity and richness indices of Formicidae were related to these parameters. It was found that, with the exception of the RPPN Lontra, the areas have a predominance of small or medium forest fragments. Most of the studied fragments presented an inadequate format for the conservation of native ant species. The diversity of ants was not affected by the shape and size of the fragments, on the other hand, the richness was influenced by the shape, but not by the size.



**Keywords:** Ants. Diversity. Geoprocessing.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização das propriedades estudadas, Imagem do satélite Maxar, 2018. .....18
Figura 2 - Mapa de localização da propriedade Areal, Entre Rios-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018. .....19
Figura 3 - Mapa de localização da propriedade Biritinga, Sátiro Dias-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018. .....19
Figura 4 - Mapa de localização da propriedade Cachimbo, Mata de São João-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018. .....20
Figura 5 - Mapa de localização da propriedade Lontra, Itanagra-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018. .....20
Figura 6 - Mapa de localização da propriedade Ouriçanguinhas, Aramari-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018. .....21
Figura 7 - Mapa de localização da propriedade Pivot, Inhambupe-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018. .....21
Figura 8 - Mapa de localização da propriedade Quatis, Entre Rios-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018. .....22
Figura 9 - Mapa de localização da propriedade UNEB, Alagoinhas-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018. .....22
Figura 10 - Metodologia de coleta de formigas aplicada nas propriedades estudadas. .....23
Figura 11 - Análise de uso e ocupação do solo de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia. .....27
Figura 12 - Análise de uso e ocupação do solo de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia. .....28
Figura 13 - Curva de rarefação e estimadores de riqueza de formigas de serrapilheira em oito propriedades do Litoral Norte e Agreste Bahiano, 2013 a 2016. .....31
Figura 14 - Riqueza de espécies por subfamília de formigas de serrapilheira em oito propriedades do Litoral Norte e Agreste Bahiano. .....33
Figura 15 - Índice de circularidade dos fragmentos florestais de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia. .....34
Figura 16 - Índice de Diversidade de Patton dos fragmentos florestais de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia. .....35

Figura 17 - Classificação da área dos fragmentos florestais de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia. .....36

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Áreas de uso e ocupação do solo de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia. .....26
Tabela 2 - Frequências relativa de formigas em serapilheira de oito propriedade rurais do Litoral Norte e Agreste da Baiano, 2013-2016. Ouri. = Ouriçanguinhas.....28
Tabela 3 - Riqueza e diversidade de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia, estimador de riqueza Chao 2 e estimador de diversidade Shannon-Wiener.....32
Tabela 4 - Área nuclear de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia. .....36
Tabela 5 - Correlações entre os índices de riqueza e de diversidade de formigas e as métricas dos fragmentos de Mata Atlântica do Litoral Norte e Agreste da Bahia, 2013-2016. .....37

**SUMÁRIO**

1. INTRODUÇÃO ..... 13
2. REVISÃO DA LITERATURA ..... 14
2.1. MATA ATLÂNTICA E OS IMPACTOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL ..... 14
2.2. OS SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICAS E AS MÉTRICAS DA PAISAGEM ..... 15
2.3. CONTRIBUIÇÃO DA ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA O USO DE FORMIGAS COMO BIOINDICADORES ..... 16
3. METODOLOGIA ..... 17
3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO ..... 17
3.2. MÉTODO DE COLETA E AMOSTRAGEM DE DADOS ..... 22
3.3. ANÁLISES DOS INDICADORES DE DIVERSIDADE ..... 23
3.4. ANÁLISE DAS MÉTRICAS DA PAISAGEM ..... 24
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO ..... 25
5. CONCLUSÃO ..... 38
6. REFERÊNCIAS ..... 38

## 1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica se caracteriza como uma das maiores florestas tropicais do planeta, sendo esse o primeiro bioma a ser explorado durante a colonização europeia no Brasil (SILVA; CASTELETI, 2005). A intensificação das atividades agropastoris associada à aglomeração humana e industrial ao longo dos últimos séculos, ocasionaram o comprometimento da integridade ecológica de ecossistemas singulares presentes na Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009).

Estudos indicam que atualmente restam somente cerca de 10% da cobertura original da Mata Atlântica e a maior parte dos remanescentes florestais se encontram na forma de fragmentos (KRONKA et al., 2005). Dessa forma, a mata nativa que anteriormente compunha a paisagem do Litoral Norte foi reduzida, transformando-se em fragmentos esparsos dispostos ao longo do território.

Em termos de conservação da biodiversidade em remanescentes florestais, a fragmentação florestal destaca-se como uma das maiores problemáticas. Segundo Fahrig (2003), além de provocar a perda de habitat, ela resulta numa quebra do equilíbrio ecológico, causando alterações na abundância, diversidade e riqueza de espécies.

Neste contexto, a análise da paisagem se configura como uma ferramenta que corrobora o estudo dessas áreas degradadas, devido a possibilidade de utilização das métricas estruturais que atuam diretamente na observação de padrões ou anomalias relacionados às modificações na comunidade biológica (ROJAS et al., 2020).

A utilização de técnicas de geoprocessamento e de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) são essenciais para a realização de estudos socioambientais (NASCIMENTO; FERNANDES, 2016). A implementação de ferramentas SIG é uma metodologia adequada e eficiente, pois permite associar diferentes tipos de informações, gerando bases que podem ser modificadas de acordo com as necessidades (PICUNO; CILLIS; STATUTO, 2019).

As modificações na paisagem podem afetar diretamente a biodiversidade local e regional, devido a fragilidade de algumas espécies nativas presentes no ambiente (DURIGAN, 2011). Tendo isso em vista, estudos apontam a relevância da utilização da mirmecofauna no monitoramento ambiental (ORTEGA; MENESES, 2015; FRIZZO, et al., 2020; JIMÉNEZ-CARMONA, et al., 2020).

As formigas formam um grupo globalmente dominante, contribuindo com uma grande proporção da biomassa faunística terrestre, desempenhando papéis ecológicos importantes e isso se deve à sua presença em todos os níveis tróficos (DEL TORO; RIBBONS; PELINI, 2012). Aliado a isso, a maioria das espécies possuem ninhos perenes e estacionários, fazendo com que as estejam constantemente presentes em diversos locais (AGOSTI et al., 2000).

Segundo Hoffmann (2010), a riqueza dos gêneros de formigas em uma área é determinada primariamente pelo tipo de solo e vegetação. Assim, alterações ambientais se relacionam com modificações na composição de espécies. Deste modo, as diferenças estruturais e a disponibilidade de recursos nos ecossistemas afetam tanto a riqueza, quanto a diversidade de espécies (MARTINS JÚNIOR et al., 2010).

A utilização de mirmicíneos como bioindicadores da qualidade de sistema naturais tem se demonstrado eficaz. Isso se deve à sua grande complexidade estrutural e sensibilidade às mudanças do ambiente (ANDERSEN, 2019).

Tendo em vista o uso das formigas como bioindicadores e a constante degradação da vegetação no Litoral Norte, esse estudo busca verificar se há relação entre as métricas da paisagem e a diversidade de formigas, em propriedades rurais do Litoral Norte e Agreste Baiano.

## 2. REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1. MATA ATLÂNTICA E OS IMPACTOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

A Mata Atlântica é considerada, atualmente, um dos *hotspots* mundiais, sendo assim um dos pontos prioritários em termos de conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000). Apesar dessa classificação, a degradação dessa vegetação permanece sendo algo recorrente, em detrimento da exploração e expansão territorial desordenada (LAGOS; MULLER, 2007).

A acelerada destruição da Mata Atlântica resultou num mosaico heterogêneo, com uma variação espacial do percentual de cobertura vegetal. A sua composição distingue-se dos demais biomas, devido às suas variações climáticas e formações vegetais diversificadas (TABARELI et al., 2005).

A fragmentação florestal é caracterizada como a divisão em parcelas, de uma estrutura ambiental que anteriormente era contínua, sendo o resultado de impedimentos físicos impostos ao longo da vegetação (CALEGARI et al., 2010).

Apesar de haver possibilidade de ocorrer naturalmente, esse processo vem sendo gradualmente intensificado pela interferência humana nos ambientes naturais, principalmente na busca pela obtenção de recursos e expansão das atividades agrícolas (DAMAME; LONGO; OLIVEIRA, 2019).

Algumas das consequências do processo de fragmentação é a redução da área original de habitat e o aumento da fragilidade florestal, resultando em extinções locais e na modificação da composição das espécies nativas (PILI; SERRA; SALVATI, 2019). Esses fatores podem acarretar o declínio da biodiversidade e a modificação do microclima local, havendo uma redução da disponibilidade de abrigos e áreas de forrageamento, justamente com essa modificação, em decorrência do aumento da faixa de borda (FAHIG, 2003).

Aumento da exposição solar, interação com a área de matriz, maior incidência de ventos, são algumas das circunstâncias e fatores diretamente relacionados ao efeito de borda. Essa condição decorre do aumento da complexidade de forma do remanescente florestal e é agravada conforme haja redução de sua área total (SANTOS et al., 2017).

## 2.2. OS SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICAS E AS MÉTRICAS DA PAISAGEM

A ecologia da paisagem é uma área do conhecimento que vem ganhando espaço ao longo dos anos, podendo ser abordada a partir de dois principais pontos de vista, o geográfico e o ecológico. O primeiro aborda a influência do homem sobre a paisagem e a sua forma de gestão do território, enquanto o segundo enfatiza a influência das condições espaciais sobre os processos ecológicos e sua importância para a conservação (METZGER, 2001).

Antes de se aprofundar nessa abordagem, é relevante conceituar a paisagem. Desde sua origem, o termo vem ganhando diferentes conotações, sendo comumente definida como uma extensão de território em que o olhar alcança num lance (Oxford Languages Dictionaries), entretanto, numa conceituação mais abrangente, Metzger (2001) propõe que a paisagem seja definida como um mosaico heterogêneo, formado por unidades interativas, segundo um observador e numa determinada escala de observação.

Os SIG são um conjunto de ferramentas especializadas na aquisição, armazenamento, transformação e geração de informações espaciais, que visam a resolução de problemas que envolvam a paisagem (BOLSTAD, 2019). Esses sistemas detêm uma grande importância no processo de identificação de padrões e dinâmicas existentes na paisagem, aprofundando dessa forma os estudos acerca da fragmentação florestal (YU et al., 2019).

O uso dessas novas tecnologias, associadas a estatística aplicada na ecologia, possibilitam a criação de métodos para quantificação da estrutura da paisagem, através de elementos denominados como métricas (FENG; LIU, 2015). Essa metodologia atua como mediadora para a interpretação dos processos funcionais da paisagem e dos padrões espaciais pré-estabelecidos, dando origem a informações que quantificam as distintas características da paisagem (TEIXIDO et al., 2021).

Quando associadas, as métricas são utilizadas para avaliação de resultados e julgamento de decisões que mediarão a conservação ambiental. O conhecimento sobre o tamanho, formato e conectividade dos fragmentos, associados à composição do mosaico paisagístico, fornecem informações relevantes para o entendimento das matrizes, tendo em vista as diversas escalas da paisagem (FRANÇA et al., 2019).

## 2.3. CONTRIBUIÇÃO DA ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA O USO DE FORMIGAS COMO BIOINDICADORES

As formigas estão distribuídas por todos ambientes terrestres, desde o círculo ártico até as regiões mais austrais do Hemisfério Sul, estando ausentes apenas no continente antártico e em algumas ilhas do Pacífico (FREITAS et al., 2006). Elas desempenham um importante papel ecológico, devido à sua presença em todos os níveis tróficos e, a maioria das espécies, possuem ninhos perenes e estacionários, fazendo com que estejam constantemente presentes em diversos locais (AGOSTI et al., 2000).

O entendimento dos fatores que determinam como ocorre a distribuição e abundância dos organismos dentro de um ambiente, apresenta grande importância para o processo de conservação (LASSAU; HOCHULI, 2004). Sendo a heterogeneidade ambiental é um dos fatores que influência positivamente a riqueza de espécies nos ecossistemas (STEIN; GERSTNER; KREFT, 2014).

Segundo Hoffmann (2010), a riqueza dos gêneros de formigas em uma área é determinada primariamente pelo tipo de solo e vegetação. Assim, alterações ambientais não possuem uma interferência direta, mas se relacionam com modificações na composição das espécies. As diferenças estruturais e a disponibilidade de recursos afetam tanto a riqueza de espécies, quanto sua abundância (MARTINS JÚNIOR et al., 2010).

A influência da faixa de borda nas comunidades biológicas depende de uma série de fatores, como o isolamento, a forma, o tamanho do fragmento e o bioma em questão (BRASCHLER; BAUR, 2003). Outro importante fator, que deve ser levado em consideração, são as diferentes respostas dos organismos ao mesmo nível de fragmentação, sendo as métricas da paisagem essenciais para a validação de estudos que buscam avaliar o impacto da fragmentação na biota (SOBRINHO; SCHOEREDER, 2007).

De acordo com Durigan (2011), mudanças nos efeitos da luz e do vento, aumento de biomassa, alterações na complexidade estrutural, causam variações observáveis nas comunidades de formigas. Desse modo, a forma dos fragmentos e a fragmentação florestal, avaliados pela Ecologia da paisagem, são importantes ferramentas para o desenvolvimento dessa análise.

## 3. METODOLOGIA

### 3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Território de Identidade Litoral Norte e Agreste Baiano possui extensão total de 13.700 km², sendo constituído por 22 municípios. Para o estudo, foram selecionadas propriedades localizadas nos seguintes municípios deste Território: Alagoinhas, Aramari, Entre Rios, Inhambupe, Itanagra, Mata de São João, Ouriçangas e Sátiro Dias.

A vegetação no entorno das áreas amostrais, de maneira geral, apresenta-se como fragmentos de floresta secundária em estágio inicial de recuperação, dos tipos Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual, enquanto a Floresta Ombrófila Densa Aluvial se apresenta em faixas de tamanhos variáveis, revestindo áreas reduzidas (Figura 1) (NUNES; MATOS, 2017).

A ocorrência de diferentes formações vegetais da região está relacionada com os níveis de umidade e aridez. A heterogeneidade climática no território é muito ampla,

havendo uma variação entre os climas úmido, subúmido, seco e semiárido (NUNES; MATOS, 2017).

As chuvas ocorrem principalmente no período de abril a julho, com a presença de pequenos picos secundários nos meses de novembro e dezembro. O regime de chuvas pode oscilar entre 500mm a 800mm, nas áreas mais áridas, e se eleva até 2000mm em ambientes mais úmidos (LIMA; SOARES; SOUSA, 2013).

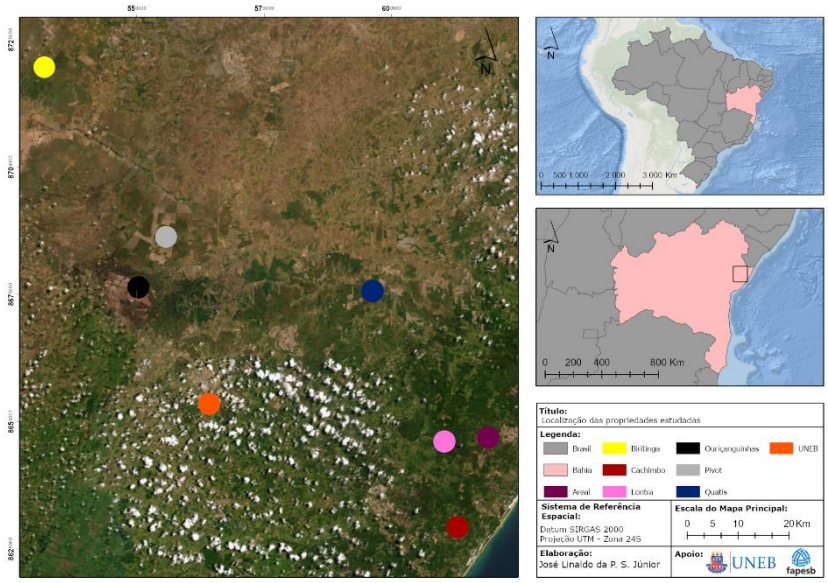


Figura 1 - Mapa de localização das propriedades estudadas, Imagem do satélite Maxar, 2018.

A propriedade rural de Areal (12°13'33.189"S 37°53'35.600"W) está localizada no município de Entre rios-BA, conta com uma extensão de 1111,07ha, tem como foco principal a atividade de silvicultura, com plantios de eucalipto. Sendo 145,75ha da área total, reservados para essa finalidade (Figura 2).

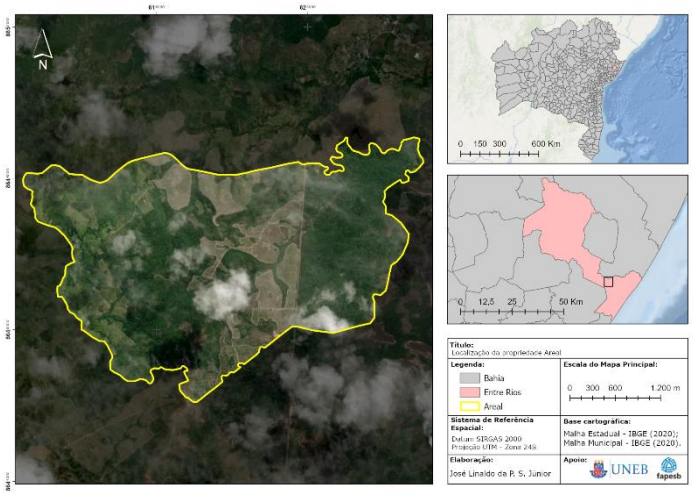


Figura 2 - Mapa de localização da propriedade Areal, Entre Rios-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018.

A propriedade Biritinga (11°34'38"S 38°42'0.5"W) á um fragmento florestal localizado no município de Sátiro Dias-BA, com uma extensão de 533,23ha. Se configura como uma das menores propriedades avaliadas neste estudo. Diferente das demais, sua fitofisionomia assemelha-se a vegetação característica de zonas de transição da Mata Atlântica para a Caatinga (Figura 3).

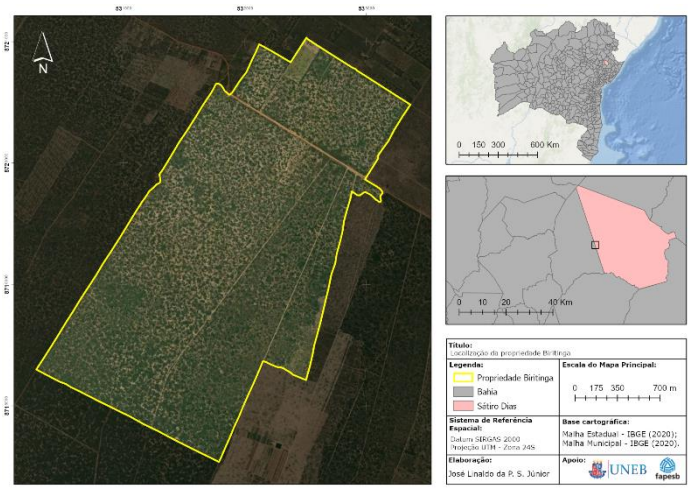


Figura 3 - Mapa de localização da propriedade Biritinga, Sátiro Dias-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018.

A unidade de manejo Cachimbo (12°23'20.036"S 37°57'2.56"W), encontra-se atualmente fora de atividade e contando com uma extensão de 673,87ha. Apesar de suas atividades silviculturais estarem suspensas, a propriedade conta com 87,88ha, compostos por eucaliptais (Figura 4).

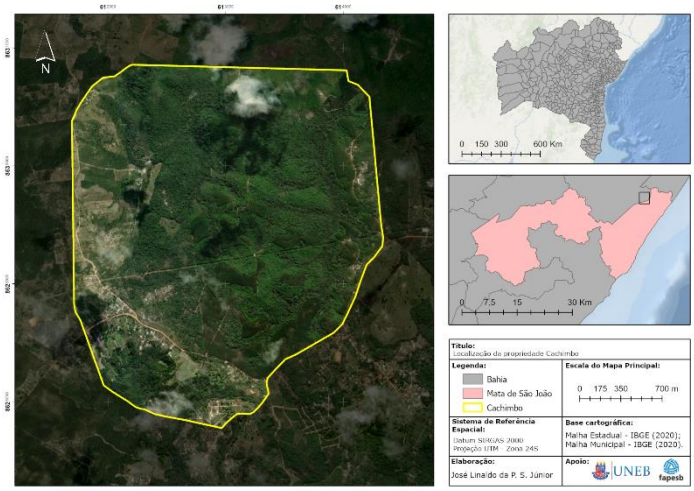


Figura 4 - Mapa de localização da propriedade Cachimbo, Mata de São João-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018.

A Reserva Particular do Patrimônio Natural Lontra (RPPN) (12°16'0.661"S 37°58'35.979"W), é composta por um fragmento de floresta ombrófila densa, em sua maior parte secundário e em estágio avançado de regeneração. Conta com 1377,02ha de extensão e localiza-se no município de Itanagra-BA (Figura 5). Recentemente a unidade recebeu o título de Posto Avançado da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA), em referência ao seu alto grau de preservação.

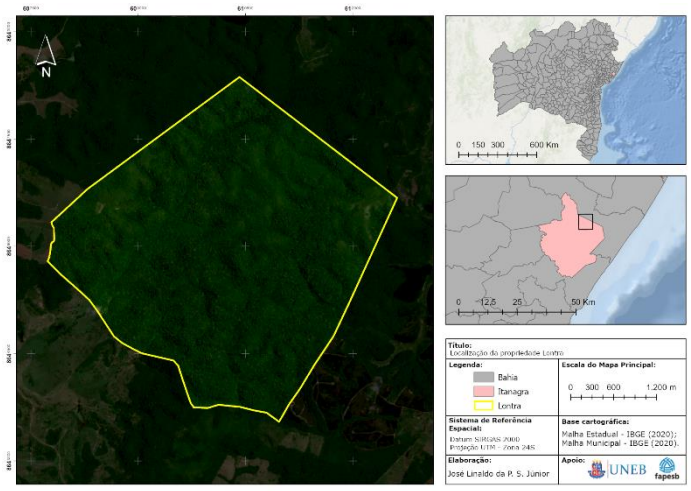


Figura 5 - Mapa de localização da propriedade Lontra, Itanagra-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018.

Ouriçanguinhas é uma unidade de manejo de eucalipto, localizada no município de Aramari-BA (11°58'14"S 38°33'7"W). Conta com uma extensão territorial de 806,89ha, sendo que desses, 605,18ha estão ocupados pela silvicultura (Figura 6). A mata nativa está disposta majoritariamente em forma de corredores ecológicos, que se conectam a pontos externos à propriedade.

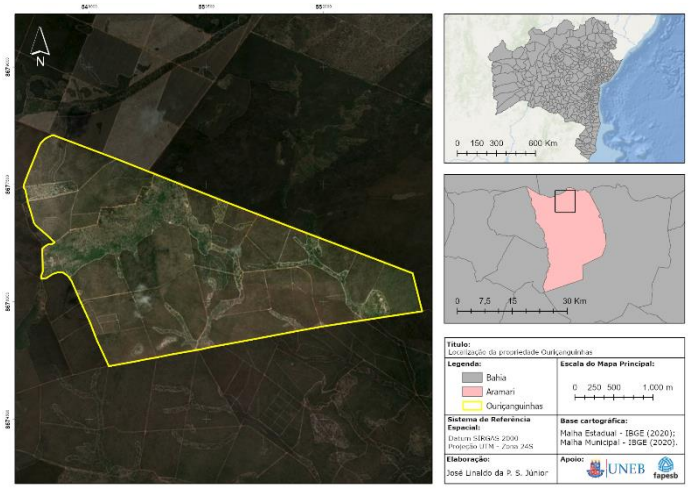


Figura 6 - Mapa de localização da propriedade Ouriçanguinhas, Aramari-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018.

O projeto Pivot é uma unidade de reflorestamento de eucalipto, localizada no município de Inhambupe-BA (11°50'56.614"S 38°29'23.792"W). Conta com uma área de 1211,57ha, sendo 894,57ha ocupados pela silvicultura (Figura 7). A floresta nativa apresenta vegetação esparsa, disposta em forma de corredor ecológico, as margens da propriedade.

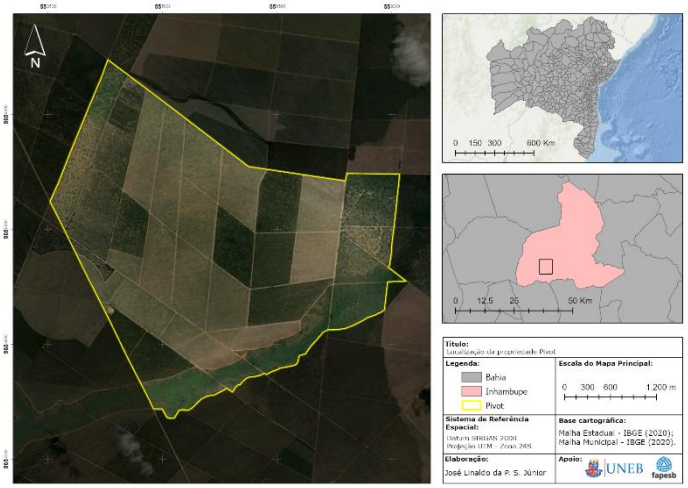


Figura 7 - Mapa de localização da propriedade Pivot, Inhambupe-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018.

A Fazenda Quatis (11°58'28,049"S 38°6'51,338" W), apresenta um dos principais viveiros para criação de mudas de eucalipto da Bahia. Possui 1330,75ha, sendo que 770,04 ha estão voltados para o plantio, divididos em 36 talhões de eucalipto com tamanhos variados, enquanto a floresta nativa encontra-se muito fragmentada (Figura 8).

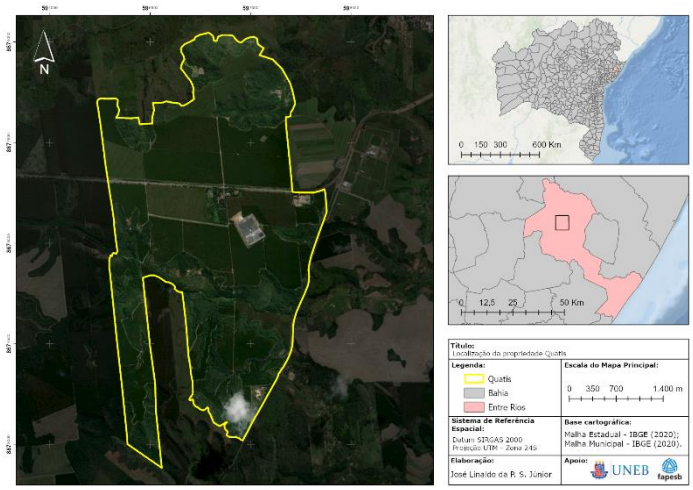


Figura 8 - Mapa de localização da propriedade Quatis, Entre Rios-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018.

Por fim, o fragmento de mata da Universidade do Estado da Bahia – *Campus* II (UNEB), está localizada no município de Alagoinhas-BA (12°10'42"S 38°24'43"W), denominado de complexo vegetacional da UNEB. É a menor propriedade avaliada neste, tendo somente 156,69ha (Figura 9). A área apresenta uma grande diversidade biológica, sendo classificada como complexo vegetacional, em virtude do contraste entre os tipos de vegetação encontradas. Deve-se ressaltar a passagem do Rio Catu, que banha a porção leste da propriedade. Apesar do alto grau de degradação devido às atividades antrópicas, o rio desempenha um importante papel na dinâmica da biodiversidade local.

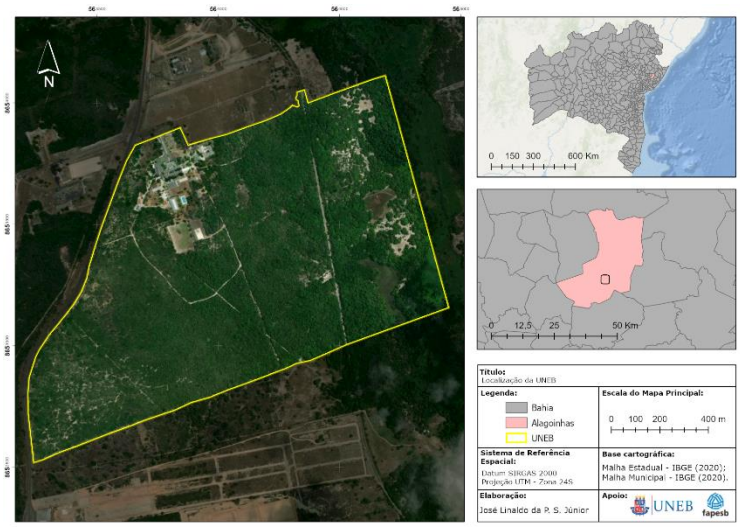


Figura 9 - Mapa de localização da propriedade UNEB, Alagoinhas-BA. Imagem do satélite Maxar, 2018.

## 3.2. MÉTODO DE COLETA E AMOSTRAGEM DE DADOS

Inicialmente, para o desenvolvimento do trabalho, houve a necessidade de criação de um banco de dados, com as informações obtidas através de coletas anteriores de mirmicíneos, na região do Litoral Norte e Agreste da Bahia. Essas coletas ocorreram entre os anos de 2013 a 2016 e foram realizadas pela equipe do Museu de Zoologia da Universidade do Estado da Bahia, *Campus* II.

Para as coletas, foram utilizados extratores de Winkler, metodologia proposta por Bestelmeyer, et al. (2000), que é pautada na amostragem de 1m² de serrapilheira em 50 pontos de coleta. Para tal, esses pontos estavam dispostos em um transecto, de forma que se mantivesse a distância de 25m entre estes. O limite de distância mínima de 50 metros da borda foi seguido (Figura 10).

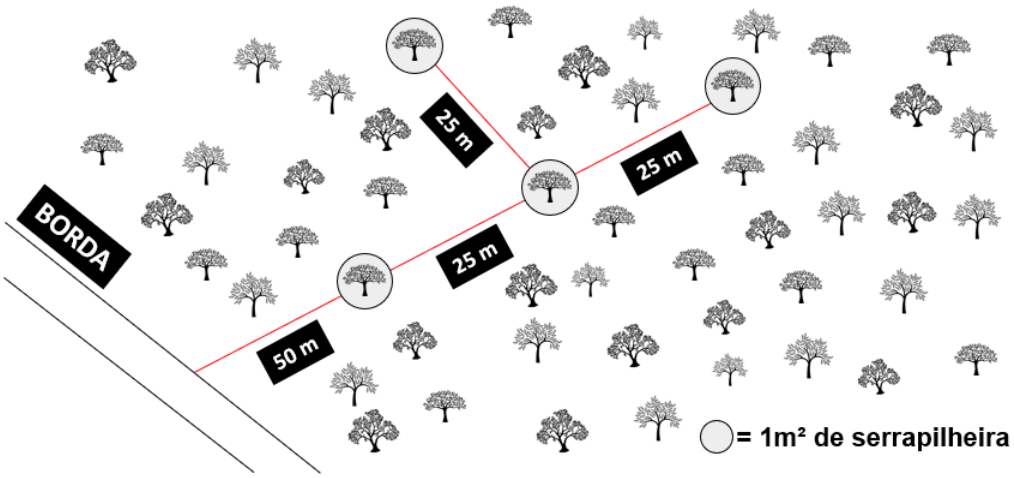


Figura 10 - Metodologia de coleta de formigas aplicada nas propriedades estudadas.
Fonte: Jorge Carvalho.

As amostras da serrapilheira coletada foram guardadas individualmente em sacos de pano, devidamente identificados e levados ao Museu de Zoologia da Universidade do Estado da Bahia, *Campus* II. A serrapilheira permaneceu em extratores de Winkler por 48hrs para a queda, por gravidade, das formigas, em copos plásticos contendo álcool 70%, transferidas para frascos de vidros igualmente identificados.

A identificação taxonômica foi realizada segundo Bolton (2020), utilizando o guia para os gêneros de formigas do Brasil (BACCARO, et al., 2015) e a plataforma *AntWeb* versão 8.81. Todas as amostras foram armazenadas na coleção de referência do Museu de Zoologia da Universidade do Estado da Bahia, *Campus* II.

## 3.3. ANÁLISES DOS INDICADORES DE DIVERSIDADE

Para a avaliação das comunidades de formigas foram utilizados como parâmetros, os índices de riqueza e de diversidade. Por se tratar de um grupo de animais que apresentam um número elevado de indivíduos, a realização das análises estatísticas se baseou na frequência absoluta e não no número de total de indivíduos amostrados, assim como utilizado por Delabie (2002), Fonseca e Diehl (2004) e Peixoto et al. (2010).

Para compor a riqueza acumulativa das espécies encontradas e avaliar o esforço amostral empregado, foram geradas curvas de rarefação de espécies, com emprego do método *Mau Tao* e confiança de 95%, utilizando o programa *Past* 4.10. A curva é gerada com o número de espécies encontradas, em função do número de amostras. Assim, a forma da curva e o ponto de estabilização ou seu crescimento constante, indicam se houve a amostragem da riqueza total da área estudada (FREITAS, 2003).

Foram utilizados os estimadores de riqueza Chao 2 e Jakkinife 1, com a finalidade de estimar a riqueza total de formigas dos fragmentos estudados. Enquanto a diversidade foi avaliada pelo índice de Shannon-Wiener (H'), onde se assume que os indivíduos foram coletados aleatoriamente e que todas espécies estão representadas na amostra, independente da raridade (MAGURRAN, 2011). Esses índices foram obtidos através dos programas *Past* 4.10 e *EstimateS.*

## 3.4. ANÁLISE DAS MÉTRICAS DA PAISAGEM

Para a delimitação das propriedades estudadas, utilizaram-se os dados de georreferenciamento. As variáveis da estrutura da paisagem foram obtidas através de vetorização e classificação, com auxílio do programa *ArcGIS Pro*.

Para determinar o valor da área total e nuclear, bem como o perímetro dos fragmentos, foi feita a delimitação da composição de uso do solo. Sendo que a área nuclear ou central se refere à porção localizada no centro do fragmento, estando isenta do efeito de borda. Para tal, se utilizou a faixa de borda de 50m, medida e utilizada para os remanescentes de mata atlântica (GROMIDE; LINGNAU, 2009; OLIVEIRA et al., 2015; TAKIKAWA et al. 2021).

Os fragmentos florestais foram classificados de acordo com a área, ocorrendo um agrupamento em 3 classes distintas, levando em consideração a proporção das

propriedades estudadas, a citar: pequenos (< 5ha), médios (5ha à 50ha) e grandes (> 50ha).

Com o objetivo de avaliar a forma dos fragmentos, foram calculadas a seguintes métricas da paisagem: Índice de circularidade (IC) e Índice de Diversidade de Patton (DI).

Utilizando as informações obtida acerca do perímetro e da área dos fragmentos, calculou-se o índice de circularidade. Esse é um parâmetro comumente utilizado na avaliação de fragmentos florestais, para avaliar o grau de proximidade do formato dos remanescentes com o de uma circunferência.

De acordo com Etto et al. (2013), aqueles fragmentos que apresentam um valor do índice de circularidade mais próximo de 1, serão mais arredondados e consequentemente haverá uma menor razão entre a faixa de borda e a área central. Para a obtenção dessa métrica, foi aplicada a seguinte equação:

$$IC = 2 * \frac{\sqrt{\pi * A}}{P}$$

Sendo: IC = Índice de Circularidade; A = Área do fragmento florestal (m²); P = Perímetro do fragmento florestal (m).

O Índice de diversidade de Patton, é uma métrica utilizada para a comparação de diferentes formas de fragmentos florestais, a partir da relação entre a área com o perímetro, indicando a complexidade de formas relativas à figura perfeita, sendo nesse caso um círculo (PATTON, 1975).

O Índice de diversidade de Patton foi calculado conforme descrito em Ferreira et al. (2018), através da seguinte fórmula:

$$DI = \frac{2}{2\sqrt{\pi * A}}$$

Sendo: DI = Diversidade de Patton; A = Área do fragmento florestal (m²).

Os dados obtidos foram agrupados em 5 categorias, a partir da metodologia utilizada por Guariz (2020): Redondo (< 1.25), Oval redondo (1.25 a 1.5), Oval oblongo (1.51 a 1.75), Retangular (1.76 a 2) e Amorfo (> 2).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise do uso e ocupação do solo resultou na delimitação de oito classe de uso da terra (Tabela 1), sendo que dessas, a classe de floresta representa 57,7% da área total das propriedades observadas, seguida pela silvicultura, com 34,76% e

vegetação rasteira, com 5,31%. As demais classes somam 2,23% dos dados analisados.

Apesar da observação espacial demonstrar a predominância de florestas na composição geral das áreas estudadas, primariamente deve-se levar em consideração alguns fatores determinantes para o grau de preservação desses ambientes. Ao se avaliar o grau de vulnerabilidade de um fragmento florestal, elementos como o índice de circularidade, a área nuclear, o efeito de borda e o grau de isolamento, são alguns dos pontos a serem observados (SILVA et al., 2015).

Em relação as propriedades, a unidade de manejo Areal apresentou a maior proporção de vegetação nativa, em relação às demais com relação ao uso do solo. É importante ressaltar a presença de porções de água, que desempenham um papel fundamental na complexidade biológica da propriedade.

Sobre o fragmento florestal Biritinga deve-se destacar a ausência de áreas edificadas e eucaliptal, marcantes nas demais áreas de estudo. Sua floresta demonstra sinais de degradação e consequente fragmentação devido a presença de trilhas.

A unidade Cachimbo apresenta uma pequena comunidade urbana associada ao seu terreno, resultando dessa forma em uma extensa área composta por edificações.

A RPPN Lontra é o maior fragmento florestal dentre as propriedades estudadas (Tabela 1; Figura 11). Por se tratar de uma reserva, não apresenta edificações ou quaisquer outros tipos de forma de uso aparente.

Tabela 1 - Áreas de uso e ocupação do solo de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia.

| Uso do solo | Areal | | Biritinga | | Cachimbo | | Lontra | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ha | % | ha | % | ha | % | ha | % |
| **Floresta** | 790,25 | 71,13 | 516,93 | 96,94 | 398,45 | 59,13 | 1377,02 | 100 |
| **Silvicultura** | 145,75 | 13,12 | - | - | 87,88 | 13,04 | - | - |
| **Solo exposto** | 22,53 | 2,03 | 4,54 | 0,85 | 27,11 | 4,02 | - | - |
| **Veg. Rasteira** | 143,88 | 12,95 | 9,88 | 1,85 | 138,33 | 20,53 | - | - |
| **Edificações** | 0,75 | 0,07 | - | - | 18,39 | 2,73 | - | - |
| **Estrada** | 6,07 | 0,55 | 1,88 | 0,35 | 3,71 | 0,55 | - | - |
| **Áreas alagadas** | 1,84 | 0,17 | - | - | - | - | - | - |
| **Ferrovia** | - | - | - | - | - | - | - | - |

| Uso do solo | Ouriçanguinhas | | Pivot | | Quatis | | UNEB | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ha | % | ha | % | ha | % | ha | % |

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Floresta** | 126,55 | 15,68 | 316,40 | 26,11 | 494,74 | 37,18 | 134,61 | 85,73 |
| **Silvicultura** | 605,18 | 75,00 | 894,57 | 73,84 | 770,04 | 57,87 | - | - |
| **Solo exposto** | 9,90 | 1,23 | 0,60 | 0,05 | 5,80 | 0,44 | 6,41 | 4,08 |
| **Veg. Rasteira** | 65,26 | 8,09 | - | - | 23,65 | 1,78 | 1,10 | 0,70 |
| **Edificações** | - | - | - | - | 23,95 | 1,80 | 7,38 | 4,70 |
| **Estrada** | - | - | - | - | 12,57 | 0,94 | - | - |
| **Áreas alagadas** | - | - | - | - | - | - | 6,19 | 3,94 |
| **Ferrovia** | - | - | - | - | - | - | 1,33 | 0,85 |

Fonte: Produzido pelo autor.

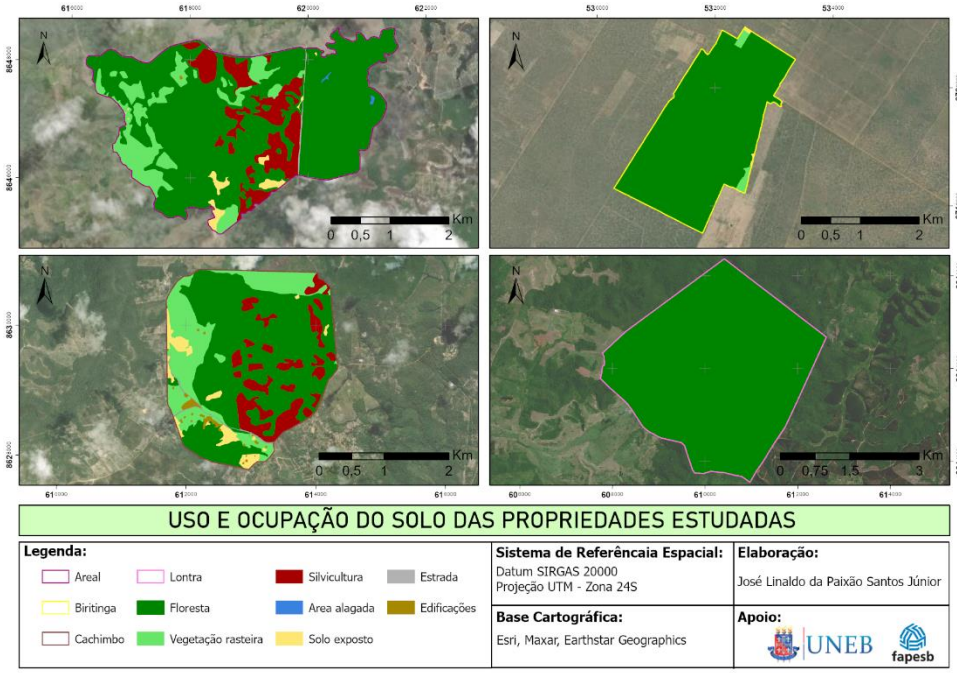


Figura 11 - Análise de uso e ocupação do solo de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia.

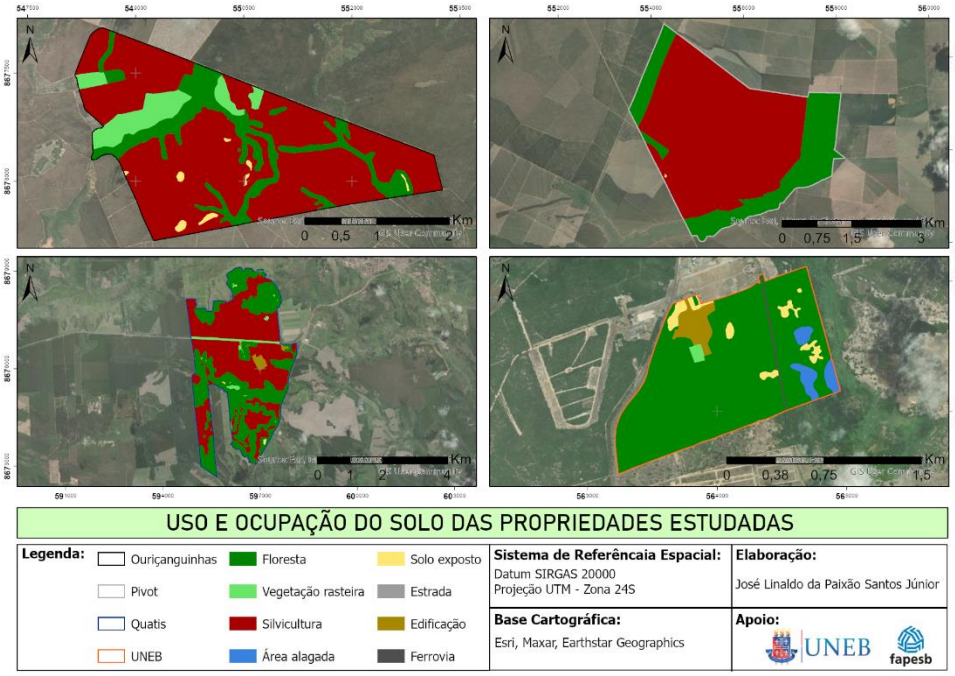


Figura 12 - Análise de uso e ocupação do solo de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia.

A unidade de manejo Ouriçanguinhas apresenta menor área de vegetação nativa, em percentual, (Tabela 1; Figura 12). A maior área está voltada para plantio e também tem indícios de degradação dos remanescentes florestais, que resultam na fragmentação e fragilidade da floresta (ESKANDARI, 2022). Do mesmo modo, Pivot e Quatis têm majoritariamente plantios, com floresta nativa com sinais de degradação.

A área da UNEB é a única que apresenta uma ferrovia ainda ativa próxima. Isso é um elemento relevante, por se considerar que alterações na comunidade biológica podem ocorrer, por isso possibilitar o transporte de espécies invasoras (IBISCH et al., 2016).

No total, foram identificadas 118 espécies de formigas, sendo que estão distribuídas em 31 gêneros e 7 subfamílias diferentes (Tabela 2). No geral as mais frequentes foram: *Solenopsis* sp. 1, *Nylanderia fulva*, *Pheidole* sp. 9, *Strumigenys* sp. 1, *Pheidole diligens*, *Dolichoderus imitator*, *Crematogaster* sp. 4 (Tabela 2).

Tabela 2 - Frequências relativa de formigas em serapilheira de oito propriedade rurais do Litoral Norte e Agreste da Baiano, 2013-2016. Ouri. = Ouriçanguinhas.

| **Espécies /Subfamília** | **Frequência (%)** | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Areal | Biritinga | Cachimbo | Lontra | Ouri. | Pivot | Quatis | UNEB |
| **AMBLYOPONINAE** | | | | | | | | |
| *Prionopelta* sp. 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| **DOLICHODERINAE** | | | | | | | | |
| *D. imitator* | 22 | 0 | 16 | 26 | 0 | 0 | 2 | 16 |
| *Dorymyrmex* sp. 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| *Dorymyrmex thoracicus* | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Linepithema neotropicum* | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |

| Espécies /Subfamília | Frequência (%) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Areal | Biritinga | Cachimbo | Lontra | Ouri. | Pivot | Quatis | UNEB |
| *Tapinoma* sp. 1 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Tapinona melanocephalum* | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| **ECTATOMMINAE** | | | | | | | | |
| *Ectatomma edentatum* | 0 | 12 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 |
| *Ectatomma opaciventre* | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Ectatomma tuberculatum* | 2 | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| *Gnamptogenys mediatrix* | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Gnamptogenys moelleri* | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Gnamptogenys striatula* | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| **FORMICINAE** | | | | | | | | |
| *Brachymyrmex heeri* | 2 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 |
| *Brachymyrmex patagonicus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| *Brachymyrmex* sp. 1 | 10 | 0 | 0 | 0 | 2 | 6 | 10 | 10 |
| *Brachymyrmex* sp. 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 12 | 0 | 6 |
| *Brachymyrmex* sp. 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Camponotus atriceps* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| *Camponotus cingulatus* | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Camponotus rufipes* | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| *Camponotus senex* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| *Camponotus* sp. 2 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| *Camponotus* sp. 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 8 |
| *Camponotus* sp. 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| *Camponotus* sp. 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| *Camponotus trapezoideus* | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *N. fulva* | 30 | 2 | 32 | 28 | 0 | 22 | 0 | 0 |
| *Paratrechina guatemalensis* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 2 |
| *Paratrechina longicornis* | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Paratrechina* sp. 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 |
| **MYRMICINAE** | | | | | | | | |
| *Acanthognathus* sp. 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Cephalotes angustus* | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Cephalotes pavonii* | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| *Cephalotes placidus* | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Cephalotes pusillus* | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 2 | 6 | 0 |
| *Cyphomyrmex* sp. 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| *Cyphomyrmex* sp. 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 8 | 0 |
| *Cyphomyrmex* sp. 3 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Cyphomyrmex minutus* | 6 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 |
| *Cyphomyrmex transversus* | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Crematogaster* sp. 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 8 | 2 |
| *Crematogaster* sp. 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 4 | 6 |
| *Crematogaster* sp. 3 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Crematogaster* sp. 4 | 24 | 0 | 12 | 40 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| *Crematogaster* sp. 6 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Crematogaster* sp. 7 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Crematogaster victima* | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Hylomyrma balzani* | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 6 | 2 |
| *Hylomyrma longiscapa* | 6 | 0 | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Hylomyrma* sp. 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Mycocepurus smithii* | 4 | 0 | 0 | 6 | 0 | 2 | 2 | 2 |
| *Myrmicocripta forelli* | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Myrmicocripta* sp. 1 | 0 | 16 | 2 | 0 | 0 | 8 | 2 | 2 |
| *Octostruma stenognatha* | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *P. diligens* | 14 | 0 | 4 | 24 | 10 | 0 | 28 | 12 |

| Espécies /Subfamília | Frequência (%) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Areal | Biritinga | Cachimbo | Lontra | Ouri. | Pivot | Quatis | UNEB |
| *Pheidole manuana* | 4 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Pheidole* sp. 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| *Pheidole* sp. 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| *Pheidole* sp. 3 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| *Pheidole* sp. 4 | 4 | 12 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Pheidole* sp. 5 | 2 | 0 | 2 | 10 | 0 | 0 | 2 | 16 |
| *Pheidole* sp. 6 | 18 | 2 | 12 | 34 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Pheidole* sp. 8 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Pheidole* sp. 9 | 42 | 0 | 12 | 46 | 6 | 0 | 4 | 4 |
| *Pheidole* sp. 10 | 0 | 6 | 0 | 2 | 2 | 30 | 2 | 0 |
| *Pheidole* sp. 12 | 0 | 0 | 4 | 2 | 10 | 0 | 0 | 0 |
| *Pheidole* sp. 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| *Pheidole* sp. 14 | 6 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Pheidole* sp. 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| *Rogeria gibba* | 2 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Rogeria* sp. 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Rogeria subarmata* | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| *Sericomyrmex bondari* | 4 | 0 | 2 | 0 | 10 | 0 | 0 | 12 |
| *Sericomyrmex* sp. 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Solenopsis saevissima* | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Solenopsis* sp. 1 | 44 | 0 | 24 | 18 | 10 | 0 | 26 | 30 |
| *Solenopsis* sp. 2 | 0 | 12 | 18 | 0 | 10 | 12 | 2 | 2 |
| *Solenopsis* sp. 3 | 0 | 0 | 6 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Solenopsis tridens* | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| *Strumigenys denticulata* | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| *Strumigenys* sp. 1 | 50 | 0 | 26 | 0 | 2 | 0 | 14 | 10 |
| *Strumigenys* sp. 2 | 4 | 0 | 6 | 0 | 2 | 0 | 24 | 4 |
| *Strumigenys* sp. 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Strumigenys* sp. 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| *Trachymyrmex* sp. 1 | 2 | 0 | 2 | 2 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| *Trachymyrmex* sp. 2 | 2 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *W auropunctata* | 2 | 16 | 24 | 8 | 0 | 8 | 4 | 8 |
| *Wasmannia lutzi* | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 12 | 6 |
| **PONERINAE** | | | | | | | | |
| *Anochetus mayri* | 10 | 0 | 10 | 24 | 0 | 0 | 4 | 4 |
| *Anochetus simoni* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 4 |
| *Hypoponera forelli* | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Hypoponera* sp. 1 | 2 | 0 | 0 | 14 | 0 | 4 | 0 | 2 |
| *Hypoponera* sp. 2 | 6 | 0 | 6 | 6 | 2 | 14 | 0 | 12 |
| *Hypoponera* sp. 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 4 |
| *Hypoponera* sp. 4 | 18 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Hypoponera* sp. 5 | 0 | 4 | 0 | 0 | 2 | 0 | 4 | 0 |
| *Hypoponera* sp. 6 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Hypoponera* sp. 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 |
| *Hypoponera* sp. 8 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 |
| *Hypoponera* sp. 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Hypoponera* sp. 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Hypoponera* sp. 12 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Odontomachus brunneus* | 4 | 0 | 0 | 38 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Odontomachus haematodeus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 4 | 12 | 2 |
| *Odontomachus meinerti* | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Neoponera constricta* | 2 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Noeponera harpax* | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Neoopnera* sp. 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| *Neoponera* sp. 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Neoponera* sp. 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Neoponera* sp. 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| *Neoponera* sp. 10 | 4 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| Espécies /Subfamília | Frequência (%) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Areal | Biritinga | Cachimbo | Lontra | Ouri. | Pivot | Quatis | UNEB |
| *Neoponera* sp. 11 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Thaumatomyrmex* sp. 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| **PSEUDOMYRMECINAE** | | | | | | | | |
| *Pseudomyrmex holgreni* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Pseudomyrmex oculatus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| *Pseudomyrmex termitarius* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |

Fonte: Produzido pelo autor

A curva de rarefação, computada com um intervalo de confiança de 95% para todas as propriedades em conjunto, demonstrou que apesar de próxima, a assíntota da curva não foi atingida (Figura 13). A não estabilização da curva, para comunidades de formigas é um evento comum e pode estar associada à distribuição agregada das espécies, quanto também à raridade de várias espécies (SANTOS, 2006). Essa é uma situação esperada em amostragens da fauna de formigas nas regiões tropicais, uma vez que, para grupos hiperdiversos como as formigas, é sempre necessário um grande esforço amostral para que a estabilização da curva seja atingida (SILVA, 2000).

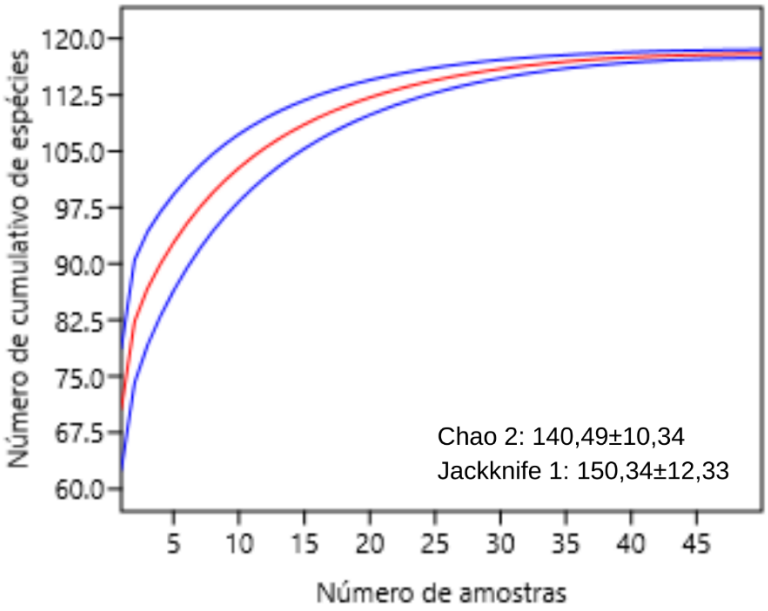


Figura 13 - Curva de rarefação e estimadores de riqueza de formigas de serrapilheira em oito propriedades do Litoral Norte e Agreste Bahiano, 2013 a 2016.

A partir da análise individual da riqueza de formigas, observou-se que as propriedades que apresentaram maiores valores foram Cachimbo, Ouriçanguinhas e Quatis. Enquanto em relação a diversidade, destacam-se Quatis, Cachimbo, Areal e Lontra (Tabela 3).

A diversidade da paisagem não foi um bom parâmetro para a qualidade ambiental, uma vez que, ele leva em consideração unicamente a variedade de uso e ocupação do solo. Assim, Areal destacou-se como a mais diversa, enquanto Lontra, por conter apenas mata, não apresentou diversidade.

Tabela 3 - Riqueza e diversidade de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia, estimador de riqueza Chao 2 e estimador de diversidade Shannon-Wiener.

| Áreas | Riqueza de formigas | Diversidade de formigas | Diversidade da paisagem |
|---|---|---|---|
| Areal | 59,73 | 3,19 | 2,37 |
| Biritinga | 54,65 | 2,94 | 1,76 |
| Cachimbo | 75,38 | 3,23 | 2,21 |
| Lontra | 53,11 | 3,19 | 0 |
| Ouriçanguinhas | 72,02 | 2,92 | 1,76 |
| Pivot | 43,11 | 2,98 | 1,43 |
| Quatis | 63,6 | 3,37 | 2,21 |
| UNEB | 51,21 | 3,1 | 2,21 |

Fonte: Produzido pelo autor

Avaliando todas as propriedades, a subfamília Myrmicinae apresentou a maior número de espécies, sendo seguida por Ponerinae, Formicinae, Ectatomminae, Dolichoderinae, Pseudomyrmecinae e Amblyoponinae (Tabela 2). Essa configuração da riqueza se manteve por quase todos as propriedades avaliadas (Figura 14).

A distribuição de riqueza observada entre as subfamílias está de acordo com os padrões relatados na literatura, tendo em vista que Myrmicinae, Ponerinae e Formicinae são considerados os grupos de formigas mais diversos (DELABIE, 2002; MARINHO et al., 2002; SANTOS et al. 2006; SILVA, 2007).

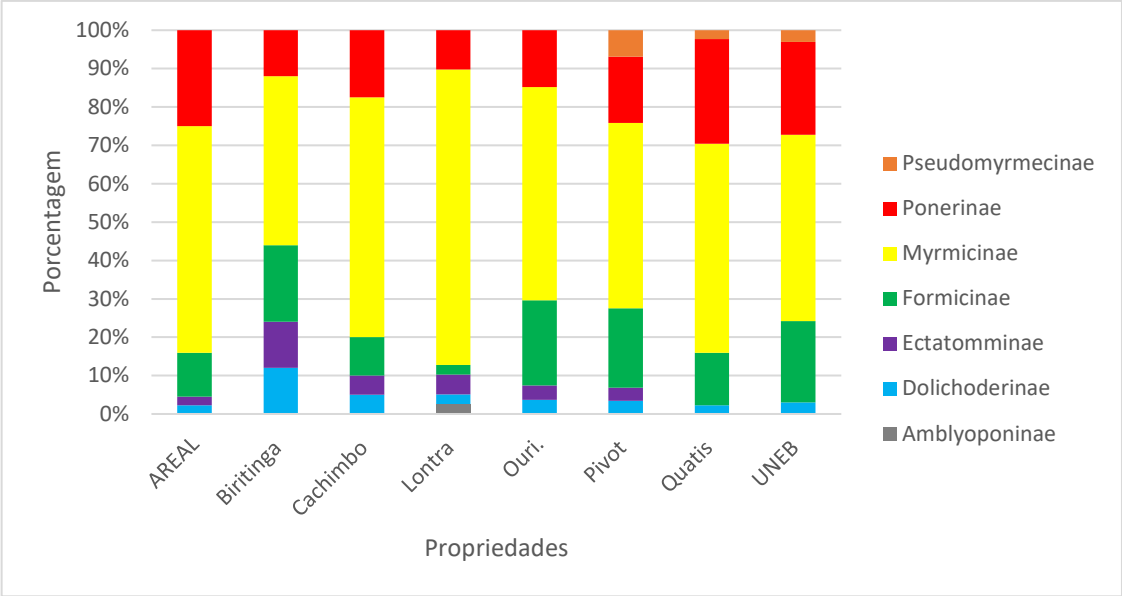


Figura 14 - Riqueza de espécies por subfamília de formigas de serrapilheira em oito propriedades do Litoral Norte e Agreste Bahiano.

Quanto aos gêneros de formigas, tendo em vista todas as propriedades, *Pheidole* apresentou o de maior número de espécies, com 15 espécies seguida por *Hypoponera*, *Camponotus*, *Neoponera* e *Crematogaster*. Esses gêneros somados compõem 43% de todos os registros.

*Pheidole* destaca-se como o gênero de formiga mais abundante em climas quentes, devido à alta capacidade de dispersão e se por tratarem de espécies generalistas, possibilitando dessa forma, o desenvolvimento nos mais variados ambientes (WILSON, 2003).

Os valores de índice de circularidade encontrados para os fragmentos florestais estudados variaram entre 0,20 a 0,95, ambos observados na propriedade Areal. Constatou-se que 54,76% dos fragmentos apresentaram forma alongada e tal dado evidencia uma relação de vulnerabilidade quanto ao efeito de borda, tendo em vista trabalhos postulados anteriormente (GUARIZ; GUARIZ, 2020; HETZ et al., 2015; SILVA et al., 2019).

Dentre as propriedades estudadas, a unidade de manejo Quatis apresenta o maior quantitativo de fragmentos florestais, contando com 22 fragmentos, sendo que desses 77,27% são classificados como alongados. Isso indica o impacto das culturas perenes, nesse caso a silvicultura, nos remanescentes florestais, semelhante ao que foi observado por Takikawa et al. (2021).

Deve-se salientar que, apesar da fazenda Cachimbo ser composta majoritariamente por florestas, todos os 8 fragmentos existentes estão enquadrados

como alongados (Figura 15). Fragmentos irregulares e alongados dificultam a conservação da biodiversidade e facilitam o processo de fragmentação e o efeito de borda (LAURENCE et al., 2009).

Por se tratar de uma reserva natural, a Lontra se destaca quanto aos seus indicadores de qualidade ambiental. A unidade é composta por um remanescente florestal intacto, que apresenta 1377,02ha e, associado a esse fator, seu formato, segundo a classificação utilizada, é arredondado, o que facilita a conservação da biodiversidade.

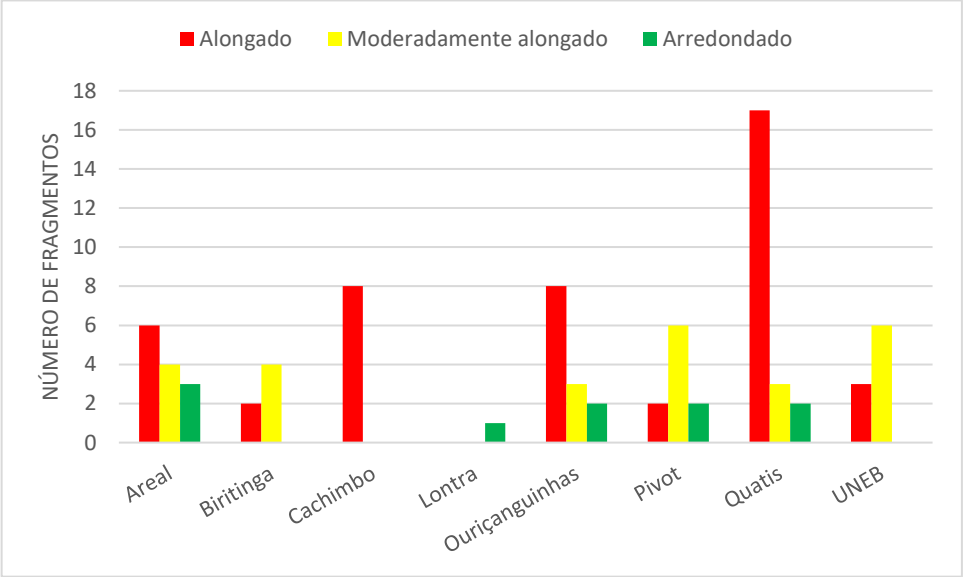


Figura 15 - Índice de circularidade dos fragmentos florestais de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia.

Através do Índice de Diversidade de Patton, constatou-se que 30% dos fragmentos possuem um formato amorfo (Figura 16), sendo que a maioria tem pequenas proporções. O tamanho reduzido dos fragmentos depõe contra o aumento da complexidade da biota, isso ocorre por conta do avanço da faixa de borda, que restringe o desenvolvimento dos indivíduos nativos.

Similar ao que foi observado por Faria et al. (2018) e Guariz e Guariz (2020), em estudos de fragmentos florestais, a maior parte dos fragmentos apresentaram um Índice de Patton superior a 1.5, o que demonstra um agravamento do efeito de borda nos fragmentos estudados.

Quanto maior o valor obtido através dessa métrica, maior será a complexidade dos fragmentos e a probabilidade de ocorrer microambientes. Em contrapartida, para os fragmentos com maior grau de complexidade de forma são esperadas influências

diretas geradas pelo efeito de borda, o que pode impactar na dinâmica da biodiversidade local (RIBOLDI et al., 2017).

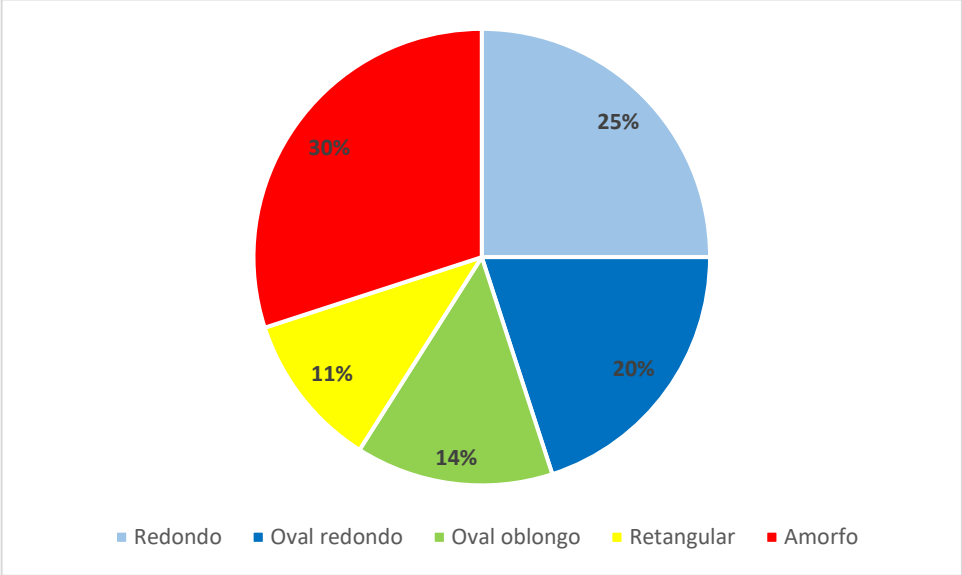


Figura 16 - Índice de Diversidade de Patton dos fragmentos florestais de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia.

Avaliando, de uma forma geral, as classes de tamanho dos fragmentos florestais, aqueles classificados como grandes encontram-se em um baixo percentual, compondo apenas 14,29% do total. Esse dado está de acordo com o que foi observado por outros autores durante a avaliação de ambientes fragmentados inseridos em matrizes antropizadas (FERREIRA et al., 2018; PIROVANI et al., 2014).

Não foi observada presença de fragmentos grandes nas propriedades UNEB e Pivot (Figura 17). Para a primeira, esse fator é decorrente do seu tamanho reduzido, enquanto para a segunda, é observada redução da vegetação nativa, por conta dos talhões de eucalipto, com predominância de fragmentos de tamanho médio.

Apesar da presença de fragmentos grandes na propriedade Biritinga, esse fator isolado não atesta a qualidade ambiental (Figura 16). Tais fragmentos têm formato inadequado, a maior parte se apresenta de forma alongada, sendo compostos apenas por borda, dessa forma servindo unicamente para a passagem de animais (ARAÚJO; BASTOS, 2019).

Fragmentos florestais com maiores proporções indicam menor fragilidade para as comunidades biológicas. Estudos acerca da temática demonstram que a redução da área de um fragmento florestal acarreta maior intensidade do efeito de borda, sendo esse um fator decisivo na dinâmica populacional e influencia diretamente a

sobrevivência nas populações de espécies (MASSOLI JUNIOR; STELLA; SANTOS, 2016).

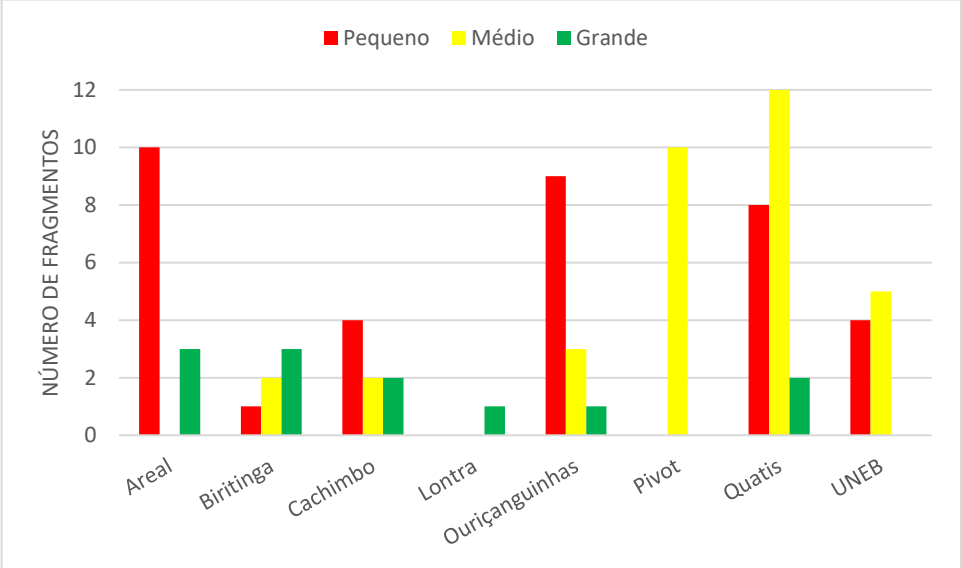


Figura 17 - Classificação da área dos fragmentos florestais de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia.

Constatou-se que maior parte da área estudada é composta por área nuclear. Apesar desse dado positivo, é observada uma discrepância entre os resultados obtidos de cada propriedade. A RPPN Lontra apresenta a melhor proporção entre faixa de borda e área nuclear, isso reforça o seu caráter de unidade de conservação.

Em contrapartida, a área da UNEB e Ouriçanguinhas apresentaram a menor porcentagem de área nuclear (Tabela 4). Esses fatores evidenciam que fragmentos com tamanho reduzido e paisagem muito fragmentada, tendem a apresentar uma redução na área central (CALEGARI et al., 2010).

Tabela 4 - Área nuclear de propriedades do Litoral Norte e Agreste da Bahia.

| Propriedades | Área Total (ha) | Área Nuclear (ha) | % |
|---|---|---|---|
| Areal | 790,25 | 490,42 | 62,06 |
| Biritinga | 516,93 | 400,54 | 77,48 |
| Cachimbo | 398,45 | 204,38 | 68,57 |
| Lontra | 1377,02 | 1304,39 | 94,73 |
| Ouriçanguinhas | 126,55 | 17,92 | 14,16 |
| Pivot | 316,40 | 185,03 | 58,48 |
| Quatis | 494,74 | 166,66 | 33,69 |
| UNEB | 134,22 | 0 | 0 |
| Total | 4154,56 | 2769,34 | - |

Fonte: Produzido pelo autor

A correlação de Spermam não foi significativa, a nível de 5%, entre a diversidade de formigas e as variáveis estruturais da paisagem (Tabela 5). Dessa forma, este estudo corrobora os trabalhos realizados por Gomes et al. (2010) e Santos et al. (2006), em Mata Atlântica, em que não foi encontrada influência do tamanho dos fragmentos na diversidade e riqueza de formigas. Segundo o autor, os mirmicíneos tendem a permanecer em fragmentos, mesmo que eles sejam pequenos ou em áreas caracterizadas como borda ou matriz.

Esse comportamento pode ser explicado pelo tamanho das espécies e a escala de resposta, por necessitarem de uma pequena área de vida, a sua resposta à fragmentação pode não ser tão clara (GOMES et al., 2010). Juntamente a esse fator, a presença significativa de áreas de bordas pode estar beneficiando algumas espécies de formigas, devido ao aumento da serrapilheira com a queda das folhas e a proliferação de espécies de plantas pioneiras (LAURANCE et al., 2002).

Quanto ao índice de circularidade, constatou-se correlação forte e negativa com a riqueza de formigas. Portanto, quanto menos circular os fragmentos, maior é a riqueza de formigas (Tabela 5). Esse comportamento pode ser explicado pela relação entre as formigas e o volume de serapilheira. O tamanho da borda pode beneficiar algumas espécies de formigas e uma das consequências do efeito de borda é a queda das folhas, sendo essa condição decorrente do aumento significativo da serapilheira. Juntamente a esse fator, há a proliferação de espécies de plantas pioneiras que favorecem o desenvolvimento da mirmecofauna (LAURANCE et al., 2002).

O Índice de Diversidade de Patton apresentou uma correlação positiva com a riqueza de formigas, o que corrobora com o que foi abordado anteriormente, em relação ao Índice de Circularidade. Fragmentos que apresentam formato irregular denotam maior riqueza de formigas, entretanto não há uma correlação significativa com a sua diversidade.

Tabela 5 - Correlações entre os índices de riqueza e de diversidade de formigas e as métricas dos fragmentos de Mata Atlântica do Litoral Norte e Agreste da Bahia, 2013-2016.

| Correlações | | Riqueza de formigas | Diversidade de formigas | Diversidade da paisagem | IC | DI | Área Nuclear | Área total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Riqueza de formigas** | rs | — | | | | | | |
| | p | — | | | | | | |
| **Diversidade de formigas** | rs | 0.287 | — | | | | | |
| | p | 0.490 | — | | | | | |
| **Diversidade da paisagem** | rs | 0.430 | 0.445 | — | | | | |
| | p | 0.288 | 0.270 | — | | | | |
| **IC** | rs | -0.786* | -0.371 | -0.651 | — | | | |

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **DI** | p | 0.028 | 0.365 | 0.081 | — | | | |
| | rs | 0.881* | 0.240 | 0.638 | -0.952* | — | | |
| **Área Nuclear** | p | 0.007 | 0.568 | 0.089 | 0.001 | — | | |
| | rs | -0.024 | 0.228 | -0.196 | 0.524 | -0.405 | — | |
| **Área total** | p | 0.977 | 0.588 | 0.641 | 0.197 | 0.327 | — | |
| | rs | -0.071 | 0.443 | -0.037 | 0.452 | -0.429 | 0.905* | — |
| | p | 0.882 | 0.272 | 0.931 | 0.267 | 0.299 | 0.005 | — |

Nota: Coeficiente de correlação de Spearman's (rs) e probabilidade do erro (p), gerada no software Jamovi com linguagem R ($p < .05$).

## 5. CONCLUSÃO

Com exceção da RPPN Lontra, as áreas apresentam predominância de fragmentos florestais pequenos ou médios. A maior parte dos fragmentos estudados apresentaram um formato inadequado para a conservação das espécies de formigas nativas. A diversidade de formigas não foi afetada pela forma e tamanho dos fragmentos, em contrapartida, a riqueza foi influenciada pela forma, mas não pelo tamanho.

## 6. REFERÊNCIAS

AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. T.; SCHULTZ, T. **Ants**: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000.

ANDERSEN, Alan N. Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. **J. Anim. Eco**l. Austrália, v. 88, p. 350-362, 2019.

ARAÚJO, T. M. Souza; BASTOS, F. Holanda. Corredores ecológicos e conservação da biodiversidade: aportes teóricos e conceituais**. Casa da Geografia de Sobral**, v. 21, n. 2, p. 716-729, 2019.

BACCARO, Fabricio B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus: Editora INPA, 388 p. 2015.

BESTELMEYER, B. T. et al. Field techniques for the study, of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation. p. 122-144. In: ALGOSTI, D.; et. al. Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. **Smithsonian Institution Press**, 2000.

BRASHLER, B.; BAUR, B. Effects of experimental small-scale grassland fragmentation on spatial distribution, density, and persistence of ant nests. **Ecol. Entomol.** v. 28, p. 651-658, 2003.

CALEGARI, L. et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010.

California Academy of Science. **AntWeb v8.8**. Disponível em: https://www.antweb.org/. Acessado em: 10 de nov. de 2022.

CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L. B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 922-930, 2009.

DAMAME, D. B.; LONGO, R. M.; OLIVEIRA, E. D. Impactos ambientais pelo uso e ocupação do solo em sub bacias hidrográficas de Campinas, São Paulo, Brasil. **Acta Brasiliensis**, v. 3, n. 1, p. 1-7, 2019.

DEL TORO, Israel; RIBBONS, Relena R.; PELINI, Shannon L. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices. **Myrmecological News**, Viena, v. 17, p. 133-146, 2012.

DELABIE, J. H. C.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic Rain Foreste region. *In*: AGOSTI, D.; MAJER, J.; ALONSO, L.; SCHULTZ, T. (Eds). **Sampling ground-dwelling ants**: Cases Studies from the Word's rain forests. Peth: Curtin School of environment biology, p. 1-17, 2000.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. *In*: UEHARA, Thiago H. Kanashiro; GANDARA, Flávio Bertin (org). **Cadernos da Mata Ciliar**, São Paulo: SMA, n. 4. p. 11-58, 2011.

ESKANDARI, Saeedeh, et al. Provision of eucalyptus wood farming potential map in Iran: An application of land cover, ecological, climatic, hydrologic, and edaphic analysis in a GIS-based fuzzy AHP framework. **Ecological Indicators**, v. 136, 2022.

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

FARIA, A. C. D. O., GALVANI, F., COUTO, E. V. D. Métricas de ecologia da paisagem aplicadas em fragmentos da mata atlântica: o caso do município de Saudades do Iguaçú**. Revista de Geografia, Meio Ambiente e Ensino**, v. 8, p. 94-102, 2018.

FENG, Yongjiu; LIU, Yan. Fractal dimension as an indicator for quantifying the effects of changing spatial scales on landscape metrics. **Ecological Indicators**, v. 53, p. 18-27, 2015.

FERREIRA, Igor José Malfetoni et al. Spatial dimension landscape metrics of Atlantic Forest remnants in Paraná State, Brazil. **Acta Scientiarum**, v. 40, 8p, 2018.

FONSECA, R. Carvalho; DIEHL, Elena. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) epigéicas em povoamentos de Eucalyptus spp. (Myrtaceae) de

diferentes idades no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 48, n. 1, p. 95-100, 2004.

FRANÇA, Luciano C. de Jesus et al. Ecologia de paisagens aplicada ao ordenamento territorial e gestão florestal: procedimentos metodológicos. **Nativa, Sinop**, v. 7, n. 5, p. 613-620, 2019.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; PRADO, M. U.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In ROCHA, Carlos Frederico Duarte et al. (eds). **Biologia da conservação**: essências. Rima Editora: São Carlos, p. 357-385, 2006.

FREITAS, A.V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN Jr., K. S. Insetos como indicadores ambientais. In: CULLEN Jr., L.; RUBRAN, R.; VALLADARES – PÁDUA, C. (Orgs.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p. 125-151, 2003.

FRIZZO, Tiago L. M. et al. Ants provide biological control on tropical organic farms influenced by localand landscape factors. **Biological Control**, v. 151, 2020.

GOMES, Juliana P.; IANNUZZI, Luciana; LEAL, Inara R. Resposta da Comunidade de Formigas aos Atributos dos Fragmentos e da Vegetação em uma Paisagem da Floresta Atlântica Nordestina. **Neotropical Entolomogy**, v. 39, n.6, p. 898-905, 2010.

GROMIDE, Lucas Rezende; LINGNAU, Christel. Simulação espacial de uma paisagem sob efeito borda. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 2, p. 441-455, 2009.

GUARIZ, Hugo Roldi; GUARIZ, Francisco Roldi. Avaliação do Tamanho e Forma de Fragmentos Florestais por Meio de Métricas de Paisagem para o Município de São Roque do Canaã, Noroeste do Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n. 5, 2020.

HENTZ, Ângela Maria Klein et al. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do Rio Iguaçu - PR, Brasil. **Encilopédia Biosfera**, Goiânia, v. 11, n. 21, p. 28-42, 2015.

HOFFMANN, B. D. Using ants for rangeland monitoring: global patterns in the responses of ant communities to grazing. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 105-111, 2010.

IBISCH, P. L. et al. A global map of roadless areas and their conservation status. **Science**, v. 354, p. 1423-1427, 2016.

JIMÉNEZ-CARMONA, Francisco et al. Ants (Hymenoptera: Formicidae) as an indicator group of humanenvironmental impact in the riparian forests of the Guadalquivir River (Andalusia, Spain). **Ecological Indicators**, v. 118, 2020.

KRONKA et al**. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal, 200 p. 2005.

LAGOS, Adriano Rodrigues; MULLER, Beatriz L. Alessio. Hotspot brasileiro: Mata Atlântica. **Saúde & Ambiente em Revista**, v. 2, n. 2, p. 35-45, 2007.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, v. 27, n. 2, p. 157-164, 2004.

LAURANCE, William F. et al. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: A 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LIMA, F. Sousa; SOARES, A. C. Fermino; SOUSA, C. Silva. Ocorrência e atividade de fungos micorrízicos arbusculares em plantios de eucalipto (eucalyptus sp.) no litoral norte da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 2, p. 245-255, 2013.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade ecológica**. Curitiba: Editora da UFPR, 261 p. 2011.

MARINHO, Cidália G. S. et al. Diversidade de Formigas (Hymenoptera: Formicidae) da Serapilheira em Eucaliptais (Myrtaceae) e Área de Cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, v. 31, n.2, p. 187-195, 2002.

MARTINS JÚNIOR, Antônio C. Oliveira et al. Abundância e riqueza de formigas em áreas ciliares na bacia do Rio Doce após o rompimento da barragem de rejeito de Fundão-Mariana/MG. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE DE POÇOS DE CALDAS, 13, 2016, Poços de Caldas. **Anais** [...] Poços de Caldas: 2016. p. 1-8.

MASSOLI JUNIOR, E. Viana; STATELLA, Thiago; SANTOS, V. Severino. Estimativa da fragmentação florestal na microbacia Sepotubinha, Nova Marilândia – MT, entre os anos de 1990 a 2014. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, V. 17, n. 60, 2016.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NASCIMENTO, Thays Valente; FERNANDES, Lindemberg Lima. Mapeamento do uso e ocupação do solo em uma pequena bacia hidrográfica da Amazônia. **Ciência e Natura**, v. 39, n. 1, p. 170, 2016.

NUNES, J. M. C.; MATOS, M. R. B. (org.). **Litoral norte da Bahia**: caracterização ambiental, biodiversidade e conservação. Edufba, Salvador, 2017.

OLIVEIRA, L. S. C.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; LIMA, A. S.; CARDOSO, M. S. O.; SANTOS, W. B. Efeito de borda em remanescentes de floresta atlântica na bacia do rio Tapacurá, Pernambuco. **Cerne**, v.21, n.2, p.169-174, 2015.

ORTEGA, M. R.; MENESES, G. C. Effects of urbanization on the diversity of ant assemblages in tropial dry forests, Mexico. **Urban Ecosystems**, v. 18, 2015.

PATTON, David R. A Diversity Index for Quantifying Habitat "Edge". **Wildlife Society Bulletin**, v. 3, n. 4, p. 171-173, 1975.

PEIXOTO, Tatiana Soares et al. Composição e riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em savana e ambientes associados de Roraima. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 4, n.1, p. 1-10, 2010.

PICUNO, Pietro; CILLIS, Giuseppe; STATUTO, Dina. Investigating the time evolution of a rural landscape: How historical maps may provide environmental information when processed using a GIS. **Ecological Enginnering**, v. 139, 2019.

PILI, S.; SERRA, P.; SALVATI, L. Landscape and the city: Agro-forest systems, land fragmentation and the ecological network in Rome, Italy. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 41, p. 230-237, 2021.

PIROVANI, Daiani Bernardo et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, p, 271-281, 2014.

RIBEIRO, Milton Cezar et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p.1144-1156, 2009.

RIBOLDI, L. C. O et al. Análise das Métricas de Ecologia de Paisagem em Fragmentos Florestais no Município de Salgado Filho/PR. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, 177-185, 2017.

ROJAS, Isabel M.; PIDGEON, Anna M.; RADELOFF, Volker C. Restoring riparian forests according to existing regulations could greatly improve connectivity for forest fauna in Chile. **Landscape and Urban Planning**, v. 203, p. 103895, 2020.

SANTOS, João Flávio Costa et al. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 15, n. 3, p. 151-158, 2017.

SANTOS, Mônica S. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) da serapilheira em fragmentos de floresta semidecídua da Mata Atlântica na região do Alto do Rio Grande, MG, Brasil. **Ilheringa, Sér. Zool.**, v. 96, n. 1, p. 95-101, 2006.

SILVA, Alessandra Leite et al. Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1254, 2019.

SILVA, J. M. Cardoso. CASTELETI, C. Henrique M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. *In:* GALINDO-LEAL, Carlos; CÂMARA, I. Gusmão. **Mata Atlântica**: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, p. 43-60, 2005.

SILVA, M. P. et al. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. **Rev. Bras. Bot.** v. 23, p. 143-152, 2000.

SILVA, Maria Amanda Menezes Silva. Edge effects on the structure and dynamics of an Atlantic Forest fragment in northeastern Brazil. **Agrária**, Recife, v.10, n.4, p.538-543, 2015.

SILVA, R. R.; FEITOSA, R. S. M.; EBERHARDT, F. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 240, p. 61- 69, 2007.

SOBRINHO, T. G.; SCHOEREDER, J. H. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. **Biodivers Conserv**. v. 16. p. 1459-1470, 2007.

STEIN, A.; GERSTNER, K.; KREFT, H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology Letters**, v. 17, p. 866-880, 2014.

TABARELI, Marcelo et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, 2005.

TAKIKAWA, B. Yuji; SILVA, Darllan C. C. Silva; LOURENÇO, R. Wagner. Proposta metodológica para elaboração de um indicador de fragilidade ambiental para fragmentos florestais. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 4, p. 1-15, 2021.

TEIXIDO, Alberto L. et al. A meta-analysis of the effects of fragmentation on the megadiverse herpetofauna of Brazil. **Biotropica**, v. 53, n.3, p. 726-737, 2021.

WILSON, E. O. **Pheidole in the New World**: A Dominant, Hyperdiverse Ant Genus. Cambrige: Harvard University Press, 794p. 2003.

YU, H.; LIU, X.; KONG, B.; LI, R.; WANG, G. Landscape ecology development supported by geospatial technologies: A review. **Ecological Informatics**, v. 51, p. 185-192, 2019.