



UNIVERSIDADE DO ESTADO DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MODELAGEM E SIMULAÇÃO DE
BIOSSISTEMAS

DJANE DOS REIS FERREIRA

**FORMIGAS E RESTINGA: MODELAGEM RELACIONANDO
MIRMECOFAUNA, COBERTURA VEGETAL E MODELO
GEOMÉTRICO NO LITORAL NORTE DA BAHIA**

Alagoinhas - BA
2023

DJANE DOS REIS FERREIRA

**FORMIGAS E RESTINGA: MODELAGEM RELACIONANDO
MIRMECOFAUNA, COBERTURA VEGETAL E MODELO
GEOMÉTRICO NO LITORAL NORTE DA BAHIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Modelagem e Simulação de Biosistemas da Universidade do Estado da Bahia como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Modelagem e Simulação de Biosistemas, M.Sc.

Área de conhecimento: Interdisciplinar
Linha de Pesquisa: Análises de Biosistemas

Orientadora: Profa. Dra. Eltamara Souza da Conceição
Co-orientador: Prof. Dr. Antônio Teófilo Ataíde do Nascimento.

**Alagoinhas - BA
2023**

Sistema de Bibliotecas da UNEB
Biblioteca Carlos Drummond de Andrade – Campus II
Manoela Ribeiro Vieira
Bibliotecária – CRB 5/1768

F383f Ferreira, Djane dos Reis
 Formigas e restinga: modelagem relacionando mirmecofauna, cobertura
 vegetal e modelo geométrico no litoral norte da Bahia. / Djane dos Reis Ferreira.
 – Alagoinhas, 2023.
 51 f.:il

Orientadora: Prof.^a Dr^a Eltamara Souza da Conceição.
Coorientador: Antônio Teófilo Ataíde do Nascimento

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado da Bahia, Departamento de
Ciências Exatas e da Terra. Pós-Graduação em Modelagem e Simulação de
Biossistemas - Alagoinhas, 2023.

1. Restinga - Litoral Norte da Bahia. 2. Formigas. 3. Impacto ambiental I.
Conceição, Eltamara Souza da. II. Nascimento, Antônio Teófilo Ataíde do III.
Universidade do Estado da Bahia – Departamento de Ciências Exatas e da Terra.
IV. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

"FORMIGAS E RESTINGA: MODELAGEM RELACIONANDO MIRMECOFAUNA, COBERTURA VEGETAL E MODELO GEOMÉTRICO NO LITORAL NORTE DA BAHIA"

DJANE DOS REIS FERREIRA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Modelagem e Simulação de Biossistemas – PPGMSB, em 20 de abril de 2023, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestra em Modelagem e Simulação de Biossistemas pela Universidade do Estado da Bahia, conforme avaliação da Banca Examinadora:



Professor(a) Dr.(a) ELTAMARA SOUZA DA CONCEICAO
UNEB
Doutorado em Entomologia
Universidade Federal de Viçosa



Professor(a) Dr.(a) ANTÔNIO TEÓFILO ATAÍDE DO NASCIMENTO
UNEB
Doutorado em Matemática
Universidade Federal da Bahia



Professor(a) Dr.(a) GRACINEIDE SELMA SANTOS DE ALMEIDA
UNEB
Doutorado em Botânica
Universidade Federal de Viçosa



Professor(a) Dr.(a) RAQUEL MARIA DE OLIVEIRA
Ufg - UFG
Doutorado em Geociências e Meio Ambiente
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho



Professor(a) Dr.(a) PAULO HELLMEISTER FILHO
Ufg - UFG
Doutorado em Ciência Animal e Pastagens
Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz

Foi pensando na Conservação ambiental que desenvolvi este trabalho, por isso dedico-o a todos aqueles que de alguma forma podem aproveitar dessas informações para o desenvolvimento de estratégias de conservação ambiental.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo dom da vida e pela oportunidade de, com saúde, cumprir mais uma etapa da minha vida acadêmica;

Aos meus familiares e amigos pela capacidade de me impulsionarem a seguir em frente e de não desistir dos meus sonhos, em especial ao meu esposo Josenaldo Souza Cruz, por me acompanhar em todas as etapas, principalmente nas coletas;

À minha orientadora, Profa. Dra. Eltamara Souza da Conceição, pela parceria, cuidado e disponibilidade em mediar o processo de orientação com leveza e atenção;

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Antônio Teófilo Ataíde do Nascimento, por conduzir esse processo com leveza, disponibilidade e atenção;

Ao professor Dr. Antônio de Oliveira Costa Neto, por me auxiliar com as análises estatísticas da dissertação;

À Prof. Dra. Raquel Maria de Oliveira, por me auxiliar com a descrição das áreas onde foram feitas as coletas;

Ao colega José Linaldo da Paixão Santos Júnior, por contribuir com as análises das métricas da paisagem;

Ao colega Jivanildo Santana, por participar efetivamente dos momentos de coletas das formigas;

À Empresa PRIMA, responsável pela propriedade onde se localizam as áreas estudadas, pelo apoio total ao projeto, principalmente pela dedicação e parceria de Daiara;

À UNEB, pela concessão da bolsa e ao PPGMSB pela oportunidade de construir novas aprendizagens;

A todos que direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho.

Assim como as formigas são bons bioindicadores, as pessoas também podem se conscientizar e do ambiente serem bons conservadores. Todo esforço tem sua recompensa, faça a sua parte e verá a diferença.

(A autora)

RESUMO

A restinga sofre com a degradação ambiental e pode ser encontrada em diferentes condições na região costeira. Formigas são utilizadas para avaliar os impactos ambientais e monitorar a recuperação de ambientes. Um índice que tem sido bastante utilizado nesse tipo de análise e que corrobora com os valores da métrica da paisagem é o de dimensão fractal, IDF, baseado na área-perímetro de fragmentos florestais. O presente estudo propõe verificar se há influência do modelo geométrico e da cobertura vegetal de fragmentos de restinga sobre a diversidade de formigas no Litoral Norte da Bahia. As formigas foram coletadas em cinco áreas de restinga, com extratores de *winkler* e iscas, tanto de mel, quanto de sardinha. Foram feitas correlações entre o percentual de solo com cobertura vegetal (PSCV), índice de circularidade (IC) e índice de dimensão fractal (IDF) com índices de diversidade e de riqueza de formigas. Por fim, correlação de Kendall e retas de regressão de Theil-Kendall foram feitas. O índice de diversidade de formigas não apresentou correlação com os PSCV. O IC influenciou negativamente, enquanto o IDF positivamente, a diversidade e riqueza de formigas de solo. Do mesmo modo, quanto ao extrato arborícola, o IC foi inversamente proporcional, enquanto o IDF equivalente ao índice de diversidade de formigas. O Dendrograma de similaridade também apontou composição mirmecofaunística similar entre áreas com menor fragmentação. Conclui-se que a cobertura vegetal do solo não influencia a diversidade de formigas, mas a fragmentação das áreas e o modelo geométrico medido pelo IDF apresentam influência, sendo possível que o tipo de solo, de modo geral, impeça a nidificação de um volume maior de espécies e mascare a possibilidade de encontrar relação mais estreita entre essas variáveis.

Palavras-chave: Circularidade; fractal; formigas; restinga.

ABSTRACT

Sandbanks suffer from environmental degradation and can be found in different conditions in the coastal region. Ants are used to assess environmental impacts and monitor the recovery of environments. An index that has been widely used in this type of analysis and that corroborates the values of the landscape metric is the fractal dimension, FDI, based on the area-perimeter of a forest remnant. The present study proposes to verify if there is influence of the geometric model and vegetation cover of restinga remnants on the diversity of ants in the North Coast of Bahia. The ants were collected in five restinga remnants, with Winkler extractors and baits, both honey and sardines. Correlations were made between the percentage of soil with vegetation cover (PSVC), circularity index (CI) and fractal dimension index (FDI) with indices of diversity and richness of ants. Finally, Kendall correlations and Theil-Kendall regression lines were performed. The ant diversity index was not presented with PSVC. CI influenced, while FDI positively, the diversity and richness of soil ants. Likewise, regarding the arboreal extract, the CI was inversely proportional, while the FDI was equivalent to the ant diversity index. The similarity Dendrogram also showed a similar myrmecofaunistic composition between areas with less fragmentation. It is concluded that the vegetation cover of the soil does not influence the diversity of ants, but the fragmentation of the areas and the geometric model by the FDI showed influence, being possible that the type of soil, in general, prevents the nesting of a larger volume of ants species and mask the possibility of finding a closer relationship between these variables.

Keywords: Circularity; fractal; ants. restinga.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ILUSTRAÇÃO COM IMAGENS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS E FIGURAS GEOMÉTRICAS PLANAS HIPOTÉTICAS, PARA CÁLCULO DA DIMENSÃO FRACTAL USANDO O SOFTWARE PAYTON.	21
FIGURA 2 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA PROPRIEDADE, INDICANDO AS ÁREAS DE RESTINGA ESTUDADAS. LITORAL NORTE E AGRESTE DA BAHIA, BAIXIO, ESPLANADA-BA – SETEMBRO A DEZEMBRO DE 2021.	24
FIGURA 3 – DENDROGRAMA DE SIMILARIDADE (JACCARD) ENTRE AS ÁREAS DE RESTINGA DO LITORAL NORTE E AGRESTE DA BAHIA. BAIXIO, ESPLANADA-BA, SETEMBRO A DEZEMBRO DE 2021.....	30
FIGURA 4 - DIAGRAMAS DE DISPERSÃO COM ÍNDICES DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE O IDF E PSCV ($y=0,71 + 0,004x$; $r = 0,80$; $p<0,05$) E IC COM PSCV ($y=1,76-0,01x$; $r = -0,80$).....	33
FIGURA 5 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE IC E ÁREA ANTROPIZADA COM ÁREA ALAGADA (%) ($y=0,28+ 0,01x$; $r = 0,80$; $p<0,05$).....	34
FIGURA 6 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE IDF E ÁREA ANTROPIZADA COM ÁREA ALAGADA (%) ($y=1,14 -0,003x$; $r = -0,8$; $p<0,05$).....	34
FIGURA 7 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE PSCV E ÁREA ANTROPIZADA COM ÁREA ALAGADA (%) ($y=1,00 -1,0 x$; $r = -1,00$; $p<0,05$).....	34
FIGURA 8 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE IDF E IC ($y =1,33 -0,26 x$; $r = -1$; $p<0,05$).	35
FIGURA 9 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE O ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE FORMIGAS ARBORÍCOLAS E IC ($y=2,26- 1,93x$; $r = -0,8$; $p<0,05$).	36
FIGURA 10 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE O ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE FORMIGAS EPIGÉICA E IC ($y=2,37-5,77x$; $r = -0,84$; $p<0,05$).....	36
FIGURA 11 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE O ÍNDICE DE RIQUEZA DE FORMIGAS EPIGÉICA E IC ($y=5,61-11,25x$; $r = -0,84$; $p<0,05$).	37
FIGURA 12 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE O ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE FORMIGAS ARBORÍCOLAS E IDF ($y=- 6,86+7,50$; $r = 0,80$; $p<0,05$).....	37

FIGURA 13 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE O ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE FORMIGAS EPIGÉICAS E IDF ($Y = -24,83 + 22,37X$; $r = 0,84$; $P < 0,05$). 37

FIGURA 14 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO COM ÍNDICE DE CORRELAÇÃO E RETA (MODELOS THEIL-KENDALL E REGRESSÃO LINEAR) ENTRE O ÍNDICE DE RIQUEZA DE FORMIGAS EPIGÉICAS E IDF ($Y = -53,22 + 48,85X$; $r = 0,84$; $P < 0,05$)..... 38

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – REFERÊNCIA PARA INTERPRETAÇÃO DOS GRAUS DE CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS ESTUDADAS EM FRAGMENTOS DE RESTINGA DO LITORAL NORTE E AGRESTE DA BAHIA.	26
TABELA 2 - FREQUÊNCIA RELATIVA (%) DE ESPÉCIES DE FORMIGAS ARBORÍCOLAS E EPIGÉICAS EM DIFERENTES ÁREAS DE RESTINGA DO LITORAL NORTE DA BAHIA. BAIXIO, ESPLANADA – BA. SETEMBRO DE 2021 A DEZEMBRO DE 2021.....	27
TABELA 3 - ÍNDICES DE DIVERSIDADE (SHANNON WINNER) E RIQUEZA (CHAO 2) DE ESPÉCIES DE FORMIGAS EM ÁREAS DE RESTINGA COM DIFERENTES PERCENTUAIS DE SOLO COM COBERTURA VEGETAL, DO LITORAL NORTE E AGRESTE DA BAHIA. BAIXIO, ESPLANADA – BA. SETEMBRO A DEZEMBRO DE 2021.	29
TABELA 4 - TAMANHO (HA), NÚMERO DE FRAGMENTOS (FF), ÍNDICE DE CIRCULARIDADE (IC), ÍNDICE DE DIMENSÃO FRACTAL (IDF), ÁREA ANTROPIZADA – AA, E ÁREA ANTROPIZADA COM ALAGAMENTO/ALAGÁVEIS – AAA, DE CADA ÁREA DE RESTINGA. LITORAL NORTE E AGRESTE DA BAHIA, SETEMBRO A D.....	30
TABELA 5 - MODELO NULO PARA VERIFICAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS ECOLÓGICAS E DIVERSIDADE DE FORMIGAS DE RESTINGA DO LITORAL NORTE DA BAHIA.	40
TABELA 6 - ANÁLISE DE RESÍDUOS, A PARTIR DO TESTE W DE SHAPIRO WILK, DOS MODELOS NÃO NULOS.	42

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IDF	Índice de Dimensão Fractal
IC	Índice de Circularidade
PronaSolos	Programa Nacional de Solos do Brasil
CPRM	Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais
SGB	Serviço Geológico do Brasil
PSCV	Percentual de Solo com Cobertura Vegetal
FF	Fragmentação Florestal
AA	Área antropizada
AAA	Área antropizada com área alagada/alagáveis

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	PROBLEMA DA PESQUISA	16
1.2	OBJETIVO GERAL	16
1.3	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
2	ESTADO DA ARTE	17
2.1	MATA ATLÂNTICA E RESTINGA	17
2.2	FORMIGAS COMO BIOINDICADORES EM AMBIENTES DE RESTINGA.....	19
2.3	ÍNDICE DE DIMENSÃO FRACTAL E MÉTRICAS DA PAISAGEM	20
2.4	A IMPORTÂNCIA DA MODELAGEM ECOLÓGICA E DOS MODELOS PREDITIVOS PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL.....	22
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	23
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1	MIRMECOFAUNA E COMPLEXIDADE VEGETACIONAL EM DIFERENTES ÁREAS DE RESTINGA.....	27
4.2	ASPECTOS GEOMÉTRICOS DAS ÁREAS DE RESTINGA ESTUDADAS.....	32
4.3	RELAÇÃO ENTRE MIRMECOFAUNA E MÉTRICAS DA PAISAGEM.....	36
4.4	MODELAGEM, MIRMECOFAUNA E MÉTRICAS DA PAISAGEM	39
5	CONCLUSÃO	44
	REFERÊNCIAS	45

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é uma das florestas mais ricas em biodiversidade, reunindo vários tipos de ecossistemas e fitofisionomias como a floresta ombrófila densa, a mata de araucária, os campos de altitude, os manguezais e as restingas (ATLÂNTICA, 2009). A restinga é um ecossistema que engloba uma vegetação que ocorre sobre o depósito arenoso ao longo da costa brasileira (CERQUEIRA; ESTEVES; LACERDA, 2000). Está representada por um mosaico de comunidades e por isso desempenha um papel de experimento natural para avaliar os efeitos da heterogeneidade ambiental sobre comunidade de animais (VARGAS *et al.*, 2007).

Entre os estados brasileiros, a Bahia é o de maior faixa litorânea em extensão e, apesar de tantas riquezas, os estudos realizados nos ecossistemas de restingas, principalmente no litoral norte da Bahia, ainda são recentes, começando a ocorrer após a divulgação de alguns trabalhos científicos, como o de Britto *et al.* (1993). Este se refere à diversidade da vegetação do litoral norte baiano, realizado nas dunas e lagoas do Abaeté, no município de Salvador, Bahia. Apesar de ser uma área legalmente protegida, ações antrópicas vêm causando grande degradação ambiental, seja através da atividade extrativista de suas areias, seja pelo avanço da especulação imobiliária ou simplesmente pela retirada indiscriminada de suas espécies, vegetais e animais para comercialização (SILVA *et al.*, 2017). Igualmente, entre os problemas que afetam o Litoral Norte da Bahia, também pode se destacar o aumento populacional desordenado, além de grandes projetos turísticos e outras ações que acabam prejudicando a biodiversidade desses ecossistemas (LIMA *et al.*, 2012).

De acordo com Viana *et al.* (1992), vários padrões podem ser usados como indicadores da qualidade ambiental da paisagem; além do efeito de borda, a forma, o tipo de elemento do entorno e o grau de isolamento da paisagem contribuem para a avaliação do estado ecológico de cada fragmento. Dessa forma, uma análise sobre a heterogeneidade espacial da paisagem, que consiga abordar detalhes importantes de seus padrões, tem ganhado espaço nos estudos que dependem de análises espaciais, sendo que um dos índices bastante utilizado nesse tipo de análise é o índice de dimensão fractal (O'NEILL *et al.*, 1988). Neste contexto, as análises das métricas da paisagem colaboram com os estudos de áreas de floresta, sobretudo aquelas que sofrem com modificações antrópicas ou naturais, pois auxiliam nas análises dos padrões de alteração das comunidades biológicas, inclusive da mirmecofauna (COSTA, 2018).

Os modelos de predição, mesmo que não representem fielmente uma realidade, são importantes pois possibilitam predizer situações novas ou futuras (COELI, 2021). Assim, coube neste estudo e foram necessários para fazer previsões que podem ser utilizadas para avaliar consequências de perdas dos recursos naturais e da biodiversidade, como também indicar estratégias seguras de gestão de unidades de conservação.

Diferentes estados ecológicos e a métrica da paisagem indicam variações no resultado do índice de fractal e podem auxiliar na avaliação de dados vinculados à complexidade da paisagem florestais (SANTOS, 2020). A consequência do uso e manejo dos recursos naturais exigem investigações científicas que sejam capazes de colaborar com a gestão e conservação desses recursos. Sendo assim, estudos abordando métricas das paisagens têm colaborado para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas e orientado no planejamento ambiental, tomada de decisão no licenciamento ambiental, monitoramento e implementação de unidades de conservação, entre outras situações de intervenção que necessitem de maior conhecimento sobre os padrões de estrutura e formas da paisagem local (FRANÇA, 2019).

As formigas se configuram como um dos grupos de bioindicadores mais adequados para análises das condições ecológicas dos ecossistemas (DELABIE *et al.*, 2006), pois existe correlação entre a estrutura dos habitats e os padrões de suas comunidades, como a riqueza e a composição de espécies (UNDERWOOD; FISCHER, 2006), entre outras relações. Sua amostragem e identificação são relativamente fáceis e são sensíveis às alterações ambientais (RIBAS *et al.*, 2012; SCHMIDT *et al.*, 2013).

Por representar diferentes níveis de complexidade ambiental (ARAÚJO *et al.*, 2004; MENEZES; ARAÚJO, 2005), a restinga se apresenta como um ambiente favorável para a realização de análises que envolvem complexidade vegetal, métricas da paisagem e diversidade de formigas.

Portanto, a avaliação sobre as métricas da paisagem, bem como dos elementos área-perímetro, analisados a partir da dimensão fractal, servem para verificar a influência do estado ecológico de diferentes áreas de restinga sobre a biodiversidade da mirmecofauna. Desse modo, pode minimizar o nível de subjetividade na avaliação dos padrões das paisagens, aumentando a confiabilidade desta relação com os indicadores de diversidade de formigas.

1.1 PROBLEMA DA PESQUISA

Existe relação entre a complexidade vegetal e as métricas da paisagem, com a diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em ecossistemas de restinga do Litoral Norte da Bahia, como ocorre em outros ecossistemas de diversos biomas?

1.2 OBJETIVO GERAL

- Verificar se há influência do modelo geométrico e cobertura vegetal de fragmentos de restinga sobre a diversidade de formigas no Litoral Norte da Bahia.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar cinco diferentes fragmentos de restinga e suas condições quanto à cobertura vegetal;
- Caracterizar as comunidades de formigas de cada fragmento de restinga avaliado, quanto às espécies, riqueza e diversidade;
- Relacionar a diversidade de formigas com a complexidade vegetal, índice de circularidade e índice de dimensão fractal das áreas de restinga estudadas;
- Usar modelos preditivos, para prever situações relacionadas à biodiversidade da mirmecofauna e cobertura vegetal dos fragmentos estudados.

2. ESTADO DA ARTE

2.1 MATA ATLÂNTICA E RESTINGA

O bioma Mata Atlântica é um dos 36 *hotspots* globais de biodiversidade (REZENDE *et al.*, 2018). *Hotspots* são regiões do planeta compostas por muitas espécies endêmicas sob alto grau de ameaça (MYERS *et al.*, 2000; HOPPER; SILVEIRA; FIEDLER, 2016) e que tenham perdido mais de $\frac{3}{4}$ da sua cobertura vegetal original (MYERS *et al.*, 2000). Dessa forma, *hotspots* são locais que precisam ser considerados como prioridade pelos programas de conservação ambiental.

Mesmo sendo considerado um dos principais *hotspots* do mundo, a Mata Atlântica vem sendo degradada de várias formas, principalmente com o processo de desmatamento, urbanização e uso agropecuário (FERREIRA, *et al.*, 2019; RIBEIRO *et al.* 2011), por conta desses e de outros tipos de ação, hoje esse bioma apresenta menos de 30% da sua cobertura vegetal original (REZENDE *et al.*, 2018).

De acordo com a Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2022), e seguindo alguns critérios estabelecidos por eles no que diz respeito à avaliação de desmatamento, a área total da Mata Atlântica desflorestada, no período 2020-2021, foi de 21.642 hectares. Para uma melhor compreensão do quanto esse número é impactante, isso equivaleria a 59 hectares por dia ou 2,5 hectares por hora. Através desses estudos, também foi possível perceber que houve um aumento de 66% na taxa de desmatamento em relação ao período de 2019-2020. O desflorestamento entre 2020 e 2021 foi o mais alto desde 2015 e 90% maior do que o menor valor da história, alcançado em 2018.

De acordo com terceiro boletim do Sistema de Alerta de Desmatamentos – SAD, da Mata Atlântica, que reúne desmatamentos identificados e validados até outubro de 2022, o Estado da Bahia já apresentava, nesse período, um desflorestamento de 15.814 hectares.

Toda essa degradação tem provocado a fragmentação da Mata Atlântica. Por conta do alto índice de fragmentação, a grande maioria dos remanescentes florestais desse bioma apresentam áreas menores que 50 hectares (RIBEIRO *et al.*, 2011).

Sabe-se que a fragmentação florestal diminui o percentual de solo com cobertura vegetal e consequentemente altera a conectividade das paisagens, podendo afetar a qualidade dos habitats de algumas espécies, além de intensificar o efeito de borda,

gerando vários impactos estruturais nas florestas e na riqueza e diversidade de determinadas espécies (ARROYO-RODRIGUEZ, *et al.*, 2020).

Apesar de toda problemática apontada acima, os diversos ecossistemas da Mata Atlântica desempenham importantes serviços ambientais, servindo de habitat para diversas espécies de animais e vegetais, além de ser o lar de 72% dos brasileiros e concentrar 80% do PIB nacional (SOS MATA ATLÂNTICA, 2021). Desse modo, o desenvolvimento de estratégias que tenham como objetivo a conservação desses ecossistemas é extremamente importante para a manutenção da biodiversidade, além de contribuir com a sustentabilidade da atividade econômica da região (JOLY *et al.*, 2014), bem como favorecer tomada de decisões, diante da crescente pressão antrópica (LAURANCE *et al.*, 2012).

A restinga é caracterizada pelas formações vegetais típicas do litoral brasileiro e vem também passando pelo processo de alteração em detrimento da ação antrópica. Esta se desenvolve em solos arenosos e sujeitos à influência da maré (CERQUEIRA *et al.*, 2000). Por apresentar uma grande diversidade de tipos de vegetação que podem variar entre formações herbáceas em regiões secas ou alagadiças, arbustos, e florestas com pequeno, médio e elevado porte (LIMA *et al.*, 2015), se configura como um local adequado para avaliação entre a diversidade da vegetação e as comunidades de animais residentes ou migratórias (VARGAS *et al.*, 2007; GULLAN; CRANSTON, 1996). Sendo assim, por representar um campo de experimento natural nesse tipo de avaliação, são áreas litorâneas que vem despertando grande interesse científico (LIMA *et al.*, 2015).

São grandes os impactos que vêm sofrendo, com diversas atividades exploratórias, tais como a urbanização, o turismo, que geram desmatamento e perda da sua cobertura vegetal e diversidade animal, além de aumentar os impactos negativos no solo (CORREIA *et al.*, 2020).

O ecossistema já enfrenta grande estresse ambiental e suas espécies vegetais e animais enfrentam dificuldades geradas pelo excesso de salinidade, instabilidade do solo e de disponibilidade de nutrientes, altas temperaturas, oscilação na velocidade dos ventos, umidade do ar, entre outras variáveis (OLIVEIRA, 2014). Sendo assim, precisa de atenção especial, porque esses fatores somados à pressão antrópica podem reduzir cada vez mais sua biodiversidade.

A Bahia é o estado brasileiro que conta com o maior litoral do país, obviamente ampla ocorrência desse ecossistema. Apesar disso, no Litoral Norte, de acordo com Gomes e Guedes (2014), pouco se conhece sobre a restinga, que tem potencial para abrigar muito mais espécies do que se sabe.

Segundo Fahrig (2003), a fragmentação florestal é um processo que envolve perda da vegetação, o que provoca o aumento de áreas nativas isoladas, além de alterar a disponibilidade e qualidade de habitats. A depender da estrutura e do nível de isolamento do ambiente que sofre com esse processo, bem como da fauna do local, pode intensificar o efeito de borda e gerar maior perda de habitat. A depender das espécies envolvidas, o efeito pode ser negativo ou positivo.

Espécies de alguma forma beneficiadas pela fragmentação são geralmente mais abundantes em pequenos fragmentos, pois o aumento do efeito de borda favorece a possibilidade dessas espécies de utilizar atributos da paisagem matriz (OLIVEIRA, 2013). No caso das formigas, a interferência da borda pode beneficiar algumas espécies que se aproveitam do aumento da serrapilheira e de plantas pioneiras que costumam aparecer nas bordas dos fragmentos (LAURANCE *et al.*, 2002)

2.2 FORMIGAS COMO BIOINDICADORES EM AMBIENTES DE RESTINGA

A manutenção dos diversos ecossistemas amplia as chances de sobrevivência e o aumento do número de espécies. A antropização das áreas florestais, inclusive das restinga, geram impactos negativos na biodiversidade local, comprometendo em larga escala o equilíbrio entre fauna e flora (WINK, 2005).

Os insetos, por conta da sua adaptabilidade em diferentes ambientes, são considerados os animais mais bem sucedidos na natureza, e por apresentarem sensibilidade às alterações ambientais, muitos deles são considerados como indicadores biológicos (AZEVEDO *et al.*, 2011).

Indicadores biológicos, também conhecidos como bioindicadores, são seres vivos em que a sua presença, ausência, interação, diversidade, composição ou abundância em determinado ecossistema, pode indicar elementos sobre o estado ecológico de um determinado ambiente (WINK, 2005).

As formigas são frequentemente utilizadas como organismos bioindicadores (DELABIE *et al.*, 2006) e, de acordo com Wilson (1987), em grande parte dos ambientes terrestres, incluindo os ecossistemas de restinga, são considerados animais dominantes. O comportamento da mirmecofauna, como a capacidade em se adaptar em ambiente que sofrem estresse ambiental, contribui para essa dominância. Além de ocupar diversos nichos ecológicos e de conseguir nidificar em diversos locais, as espécies se comportam de maneira diferente frente a uma alteração do ambiente; portanto, é importante entender a interação das diferentes espécies, tanto em locais antropizados, quanto em locais protegido e/ou em estágio de recuperação (AZEVEDO, 2011).

A riqueza e diversidade das formigas podem ser influenciadas por diversos fatores, entre estes, pode-se incluir as características dos habitats, estrutura da vegetação, como tamanho e formato da área e interferência da borda (DANTAS *et al.*, 2016). Espera-se que áreas com maior complexidade vegetal ofereça mais recursos para as formigas, o que tende a aumentar a diversidade destes insetos, já os ambientes antropizados, por falta de recursos nutricionais e diversidade de habitats, devem apresentar uma baixa diversidade destes organismos.

No entanto, vale salientar que a diversidade e nidificação das formigas não estão associadas apenas aos atributos da vegetação e do clima, mas também aos do solo (SILVA, 2014). O uso de formigas como bioindicadores na avaliação de um processo de degradação ou recuperação ambiental deve estar associado à compreensão da relação das espécies com as características do ambiente como um todo.

2.3 ÍNDICE DE DIMENSÃO FRACTAL E MÉTRICAS DA PAISAGEM

A degradação ambiental tem gerado preocupação e induzido a aceleração no desenvolvimento de estratégias para a conservação dos ambientes. A perda da vegetação, a fragmentação, o crescimento populacional desordenado, que vêm destruindo as florestas, inclusive os ecossistemas de restinga, podem provocar alterações estruturais nos fragmentos florestais, com modificação do tamanho e forma, grau de isolamento, alteração do efeito de borda, entre outros fatores.

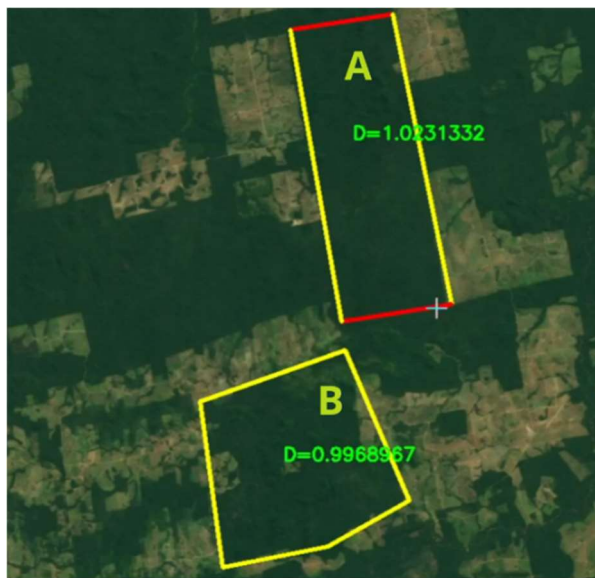
Essa forma fragmentada e degradada dos ambientes naturais resulta numa geometria que se aproxima da geometria fractal (BATTY, 2008). Sendo assim, a geometria fractal, associada às imagens de satélites, quando calculada a partir da área e

do perímetro de um fragmento florestal, pode indicar parâmetros que validam ações de recuperação de áreas degradadas (BARROS, 2018).

A Figura 1 apresenta dois exemplos de fragmentos com área e perímetro diferentes, consequentemente índice de dimensão fractal - IDF também. É possível perceber que o fragmento representado pela letra A é alongado, pois tem mais perímetro e menos área. Logo, é um ambiente que pode sofrer mais com o efeito de borda, tendo menor matriz de vegetação em seu núcleo. Para sua recuperação, com objetivo de aumentar a área interna, seria mais viável a ampliação da área e não do perímetro. Já o fragmento representado pela letra B, apresenta boa relação área-perímetro, o que pode favorecer a manutenção de habitats de várias espécies.

O IDF identifica o padrão da forma de uma figura plana, como é o caso de um fragmento florestal (GOMIDE, 2009; HOTT, 2007). Sendo seus valores de 1 a 2, quanto mais próximos de 1, a forma do fragmento apresenta contornos mais retilíneos e simples, e quanto mais se aproximar de 2, o fragmento florestal apresenta um formato com contorno mais complexo e irregular (FERNANDES, 2017).

Figura 1 - Ilustração com imagens de fragmentos florestais e figuras geométricas planas hipotéticas, para cálculo da dimensão fractal usando o Software Payton.



Fonte: Nascimento (2022).

Além do IDF, outros dados relacionados às métricas das paisagens, como índice de circularidade - IC, tamanho do fragmento, percentual de solo com cobertura vegetal, tipo de vegetação - PSCV, entre outros aspectos, fornecem uma visão mais assertiva da estrutura da paisagem e podem colaborar no desenvolvimento de estratégias para recuperação e ou preservação de um ambiente florestal.

2.4 A IMPORTÂNCIA DA MODELAGEM ECOLÓGICA E DOS MODELOS PREDITIVOS PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL

A modelagem é uma ferramenta importante para a compreensão de diversos fenômenos causais, bem como nos processos de desenvolvimento de ecossistemas e como eles se relacionam com diferentes cenários ambientais (VALENTIN, 2022).

Conforme Fragoso (2009), modelo ecológico é aquele que leva em consideração os processos e dados relacionados aos seres vivos de um ecossistema. Dessa forma, a modelagem ecológica é uma ferramenta capaz de prever a distribuição de espécies (ASSIS, 2022). Contudo, esse tipo de modelagem não é apenas uma ferramenta de previsibilidade, mas funciona como um norteador das pesquisas e formulação de hipóteses, gerando informações que possibilitem, entre outros fatores, a organização de futuras coletas e métodos de pesquisa (VALENTIN, 2022).

Esse tipo de modelagem vem sendo cada vez mais desenvolvida, pois os problemas ambientais exigem respostas imediatas que não devem ser analisadas de maneira simples, e sendo a modelagem uma ferramenta holística, é capaz de permitir uma melhor compreensão de fenômenos mais complexos (ANGELINI, 1989).

Desse modo, considerando a complexidade ecológica de um ambiente em condições de referência, é possível construir um modelo preditivo que esteja relacionado à biota e às métricas daquele espaço (ASSIS, 2022).

De maneira geral, a modelagem preditiva consiste em um processo de combinar dados de ocorrência de espécies sob diversas variáveis ecológicas, fornecendo previsões das condições ideais para determinadas espécies (GIANNINI *et al.*, 2012).

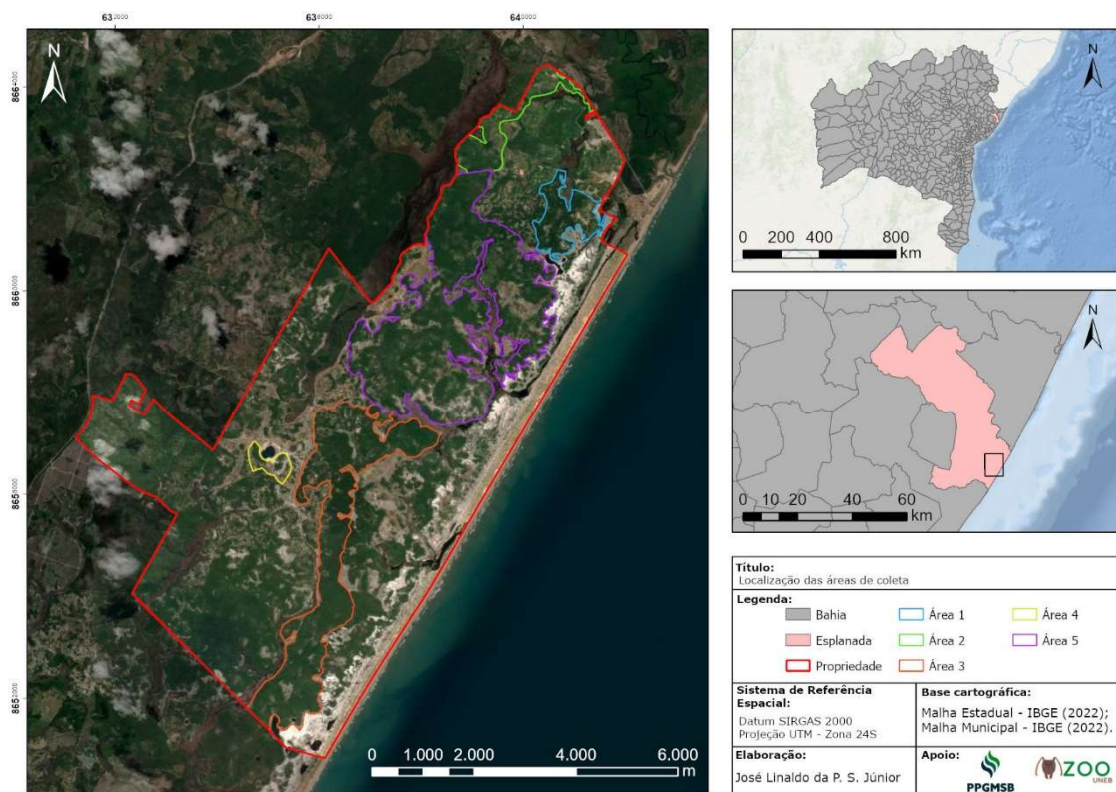
Sendo assim, o desenvolvimento de modelos preditivos é importante pois eles se configuram como uma ferramenta que possibilita a inferência sobre interações entre os índices analisados (CRUZ, 2021), além de compreender, de maneira mais objetiva, fenômenos do mundo real (BARI, 2020).

3. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em áreas de restinga localizadas no Litoral Norte da Bahia, na Costa dos Coqueiros, localidade de Baixo, Esplanada-BA. As coletas ocorreram entre setembro e dezembro de 2021, uma vez que as colônias são estáveis, sendo desnecessário, tendo em vista os objetivos do projeto, coletar em outras estações do ano. As temperaturas anuais locais variam entre 20°C e 32°C (CLIMATEMPO, 2019). De acordo com os dados disponibilizados pelo mapa de solos da plataforma do Programa Nacional de Solos do Brasil (PronaSolos), na escala de 1:250.000 (CPRM/SGB, 2020), o tipo de solo predominante na localidade das áreas de estudo é o neossolo quartzarênico. Mas em algumas áreas é possível perceber a presença de espodossolos ferrilúvicos e neossolo flúvico.

A propriedade onde foi feito o estudo, pertence a uma empresa privada e conta com uma área total equivalente a 6.204,72 hectares (37°44'10"W 12°8'18"S). Dentro desta e considerando diferentes níveis de complexidade e estrutura da vegetação, foram selecionadas cinco áreas. Área 1 – Lagoa Azul (37°42'23"W 12°6'20"S), área 2 – Trilha de Amadeus (37° 43'9"W 12°5'25"S), área 3 – Mata Verde (37°44'54"W 12°9'39"S), área 4 – Lagoa de Panela (37°45'29"W 12°9'2"S), área 5 – Trilha da Mata (37°43'43"W 12°7'21"S) (Figura 2).

Figura 2 - Mapa de localização da propriedade, indicando as áreas de restinga estudadas. Litoral Norte e Agreste da Bahia, Baixio, Esplanada-BA – setembro a dezembro de 2021.



As distâncias entre os fragmentos foram medidas e avaliadas a partir da análise de paisagem, utilizando o Google Earth Pro. Sendo assim, foi possível identificar que a distância da área 01 até a linha da praia é de aproximadamente 1,5 km, com altitude de 32 metros, apresentando vegetação herbácea, com moitas arbustivas, solo desprotegido e influenciado pela amplitude térmica. Essa é a área mais próxima da praia, portanto sofre maiores impactos com a salinidade e ações antrópicas.

A área 02 se distancia da linha da praia em aproximadamente 3,6 km, com altitude de 28 metros. Essa área apresenta vegetação esparsa e solo exposto.

Quanto a área 03, possui uma distância até a linha da praia de 2,4 km, com altitude de 50 metros no ponto de coleta. A vegetação apresenta uma fisionomia densa, solo menos arenoso e com maior teor de matéria orgânica.

Já a distância da área 04 até a praia é de aproximadamente 3,9 km, com altitude de 35 metros. Esta apresenta uma vegetação com moitas esparsas, tendo solo bastante arenoso e a região vem sofrendo impactos antrópicos por conta do turismo em uma lagoa que se encontra nessa área.

Por fim, a área 05 apresenta distância até a praia de 2,9 km, com altitude de 51 metro. A vegetação é caracterizada por mata densa, solo com tonalidade escura, mais

protegido pela vegetação, demonstrando ser menos arenoso, quando comparado com as outras áreas.

De modo geral, é possível identificar que as áreas apresentam vegetação que varia de formações herbáceas, passando por formações arbustivas, moitas, chegando a formação de matas. Essas formações estão dispostas em dezenas de cordões arenosos paralelos à linha da costa, sob a influência de áreas alagadas ou alagáveis. A complexidade da vegetação de restinga aumenta a partir da praia em direção ao interior da planície costeira, como foi detalhado por Silva e Somner (1984).

Em cada área escolhida e, avaliando-se a estrutura da paisagem através de imagens de satélite obtidas a partir do software basemap do programa ArcGis Pro, versão 2.9, foram delimitados dois transectos, deixando-se intervalos de 25 metros entre cada unidade amostral (representada por cada árvore), bem como uma distância de 50 metros da borda. Assim, obteve-se um total de 25 amostras para cada tipo de armadilha utilizada, a citar, extratores de Winkler, bem como iscas de mel e de sardinha nas plantas. As iscas foram colocadas nas árvores e retiradas após um intervalo de uma hora em ramos distintos de cada árvore.

A identificação das espécies foi feita por comparação com a coleção de referência do Museu de Mirmecologia da UNEB, campus II, e uso de chaves taxonômicas segundo Bolton (2003), Bolton *et al.*, (2007), Antcat (Bolton, 2017), Bolton (2020), e Antweb v6 13.3.

A riqueza foi estimada a partir do índice de riqueza Chao 2, com o uso do software EstimateS versão 9.1.0 (COLWELL, 2019). Já o índice de diversidade (Shannon-Winner) e o dendrograma de similaridade (Jaccard), foram obtidos por meio do programa Past, versão 4.03. Análises espaciais, feitas a partir do Programa ArcGis Pro, versão 2.9, foram usadas para obter parâmetros, como tamanho do fragmento, área, perímetro e percentual de cobertura vegetal do solo.

Após as análises espaciais e utilizando as equações abaixo, foi calculado o IDF, bem como o IC, no programa GeoGebra, versão 5.0.

$$D_F = 2 * \ln (P/4) / \ln (A).$$

Em que:

D_F = Índice de dimensão fractal

P = Perímetro do fragmento florestal

A= Área do fragmento florestal

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

Onde:

IC = Índice de circularidade

P = Perímetro do fragmento florestal

A= Área do fragmento florestal

Foi feita correlação não paramétrica proposta por Kendall, no Statistica versão 10.0. Quando as correlações foram significativas ($p < 0,05$), fez-se a reta de regressão através do modelo de Theil-Kendall ($y = a + bx$) no programa R, versão 4.0.4. Para a interpretação dos graus de correlação entre as variáveis, foi utilizada a Tabela 1, substituindo o valor de r pelo valor de τ (Tau).

Tabela 1 – Referência para interpretação dos graus de correlação entre as variáveis estudadas em fragmentos de restinga do Litoral Norte e Agreste da Bahia.

Valor de r (+ ou -)	Interpretação
0,00 a 0,19	Correlação bem fraca
0,20 a 0,39	Correlação fraca
0,40 a 0,69	Correlação moderada
0,70 a 0,89	Correlação forte
0,90 a 1,00	Correlação muito forte

Fonte: Silvia e Shimakura (2006), adaptada.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 MIRMECOFAUNA E COMPLEXIDADE VEGETACIONAL EM DIFERENTES ÁREAS DE RESTINGA

As espécies de formigas encontradas com maiores frequências, considerando todos os fragmentos de restinga aqui estudados, foram *Cephalotes pusillus* (Klug, 1824), *Crematogaster* sp1 e *Ectatomma tuberculatum* (Olivier, 1791) (Tabela 2). *Cephalotes pusillus* em todas as áreas, *Crematogaster* sp1, em quatro das cinco áreas, já *E. tuberculatum*, somente na área 5.

Tabela 2 - Frequência relativa (%) de espécies de formigas arborícolas e epigéicas em diferentes áreas de restinga do Litoral Norte da Bahia. Baixo, Esplanada – BA. Setembro de 2021 a dezembro de 2021.

Espécies	Frequência (%)/Área				
	01	02	03	04	05
<i>Azteca chartifex</i> (Forel, 1912)	0	0	8	0	0
<i>Camponotus retangulares</i> (Emery, 1890)	0	0	0	0	4
<i>Camponotus crassus</i> (Mayr, 1862)	8	0	0	0	4
<i>Camponotus fastigatus</i> (Roger, 1863)	0	0	0	4	4
<i>Cephalotes clypeatus</i> (Fabricius, 1804)	0	4	0	0	0
<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)	4	0	0	0	4
<i>C. pusillus</i> (Klug, 1824)	24	12	32	28	28
<i>Crematogaster</i> sp1	16	0	8	20	20
<i>Crematogaster</i> sp2	0	0	0	4	4
<i>Dolichoderus imitator</i> (Emery, 1894)	0	0	0	0	4
<i>Ectatomma brunneum</i> (Smith, 1858)	0	4	0	0	0
<i>Ectatomma muticum</i> (Mayr, 1870)	0	0	0	0	8
<i>E. tuberculatum</i> (Olivier, 1791)	0	0	0	0	20
<i>Gnamptogenys striatula</i> (Mayr, 1884)	0	0	0	0	4
<i>Hypoponera</i> sp1	0	0	0	0	4
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)	0	0	12	4	0
<i>Odontomachus bauri</i> (Emery, 1892)	4	0	0	0	0
<i>Odontomachus brunneus</i> (Patton, 1894)	0	0	0	0	8
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)	0	0	0	0	4
<i>Pheidole</i> sp1	0	0	4	0	0
<i>Pheidole</i> sp2	0	0	8	0	8
<i>Pheidole</i> sp3	0	4	0	0	4
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)	0	4	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp1	0	0	0	0	4
<i>Solenopsis</i> sp2	0	0	4	0	8
Total de espécies por área	5	5	7	5	18
Total geral de espécies	25				

A frequência dos gêneros mais comuns de formigas no presente estudo se justifica, visto que, de maneira geral, as áreas estudadas apresentam solos que dificultam o aumento nutricional, por possuírem um baixo teor de matéria orgânica e são bastante ácidos (SILVA, 2018). Sendo assim, são considerados rasos e propensos a erosão, porque são muito arenosos e com baixa capacidade de agregação de partículas (CUIABANO *et al.*, 2017). Apresentam características que não viabilizam a nidificação de muitos outros gêneros de formigas, mas as características das espécies mais frequentes, como as descritas abaixo, facilitam sua presença.

As espécies do gênero *Cephalotes* se comportam, de maneira geral, como soldados, dedicando-se à proteção dos ninhos e representam um gênero com espécies dominantes, porém não agressivas (SILVA, 2018). Mesmo sem agressividade, costumam cercar o alimento, uma do lado da outra, dificultando assim o acesso de outras formigas às iscas (GOMES, 2012). Em um ambiente com outros gêneros de formigas, acessam novas áreas, visto que as colônias numerosas podem gerar respostas de forrageamento mais eficientes, deslocando-se em diferentes áreas, evitando assim a competição e predação (SILVA, 2018).

Crematogaster é um dos gêneros com maior riqueza de espécies e também possui variadas adaptações ao meio. Tendo facilidade para atrair companheiras de ninho para a fonte alimentar e é também o único gênero de formigas com espécies dominantes em todos os continentes com clima tropical ou subtropical (MAJER, 1993).

Ectatomma é um gênero bastante agressivo (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990), o que pode dificultar o aumento da diversidade de outros gêneros menos agressivos e/ou que não têm muitas habilidades para competir por alimento e habitat (FERNANDES *et al.*, 2000). Além disso, pode ser encontrado tanto em ambientes com diversidade e qualidade de habitats e alimentos, quanto em locais que sofrem com ações antrópicas, como em agroecossistemas, ou seja, são tolerantes aos distúrbios de habitats e não tão exigentes quanto aos recursos bióticos e abióticos (BARBOSA; FERNANDES, 2003; SOBRINHO; SCHOEREDER, 2007; SUGUITURU *et al.*, 2015).

Neste estudo, não foi observado uma tendência à diminuição ou aumento dos índices de diversidade e riqueza entre as áreas com diferentes percentuais de solo com cobertura vegetal - PSCV, como se observou em outros estudos relacionados à complexidade da vegetação e a composição das espécies de formigas (CERETO, 2011;

CARDOSO, 2009). De acordo com esses autores, a complexidade da vegetação determina a composição da assembleia de formigas.

Analisando a tabela abaixo, é possível observar, por exemplo, que a área 3, que conta com maior percentual de solo com cobertura vegetal – PSCV, não apresentou os maiores índices de riqueza e diversidade de formigas.

Tabela 3 - Índices de diversidade (Shannon Winner) e riqueza (Chao 2) de espécies de formigas em áreas de restinga com diferentes percentuais de solo com cobertura vegetal, do Litoral Norte e Agreste da Bahia. Baixo, Esplanada-BA. Setembro a dezembro de 2021.

Área	Espécie	Riqueza	Diversidade	PSCV*
1	Solo	1	0	
	Arborícola	4,48	1,2	94,79%
2	Solo	1	0	
	Arborícola	10,76	1,47	92,91%
3	Solo	2	0,56	
	Arborícola	10,84	1,56	98,23%
4	Solo	1	0	
	Arborícola	4,96	1,09	71,73%
5	Solo	17,84	2,25	
	Arborícola	27,28	1,98	94,93%

Sabe-se que as formigas se adaptam aos ambientes conforme condições ali determinantes, alterações nos sistemas podem mudar a comunidade e influenciar a diversidade e riqueza de espécies, porém a diversidade e riqueza de formigas não estão atreladas apenas aos aspectos da vegetação, mas podem ser influenciadas por vários fatores estruturais do fragmento florestal (SILVA; BRANDÃO, 2010; ESTRADA, 2019). Esses fatores são importantes para determinar a quantidade de espécies e a homogeneidade na sua distribuição (MAGURRAN, 1988).

O dendrograma de similaridade (Figura 3) permitiu constatar maior similaridade entre as áreas 03 e 04, e entre esse grupo e a área 01. São justamente as áreas com menor número de fragmentos, já as áreas mais dissimilares são aquelas que apresentaram maior fragmentação, ou seja, maior número de fragmentos. (Tabela 04).

Figura 3 – Dendrograma de similaridade (Jaccard) entre as áreas de restinga do Litoral Norte e Agreste da Bahia. Baixo, Esplanda-BA, setembro a dezembro de 2021.

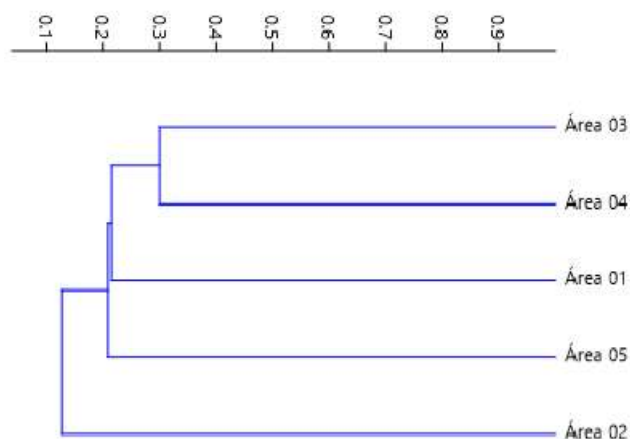


Tabela 4 - Tamanho (ha), número de fragmentos (FF), índice de Circularidade (IC), índice de Dimensão Fractal (IDF), área antropizada – AA, e área antropizada com alagamento/alagáveis – AAA, de cada área de restinga. Litoral Norte e Agreste da Bahia, setembro a d

Áreas estudadas	tamanho (ha)	FF	IC	IDF	AA (%)	AAA (%)
01	118,29	2	0,39	1,1184	4,14	5,21
02	125,10	5	0,41	1,11	3,04	7,90
03	601,67	1	0,31	1,1355	0,90	1,77
04	31,96	2	0,66	1,0466	25,21	28,27
05	973,40	3	0,28	1,1454	5,07	5,07

Como visto anteriormente, a composição faunística não depende apenas da complexidade vegetacional do fragmento florestal, mas também pode estar relacionada a fatores estruturais, geomorfológicos, climáticos, influência do tipo de solo, formato do fragmento, nível de fragmentação, efeito de borda, entre outros aspectos (CORRÊA, 2006). Isso justifica o fato de que o dendrograma de similaridade não seguiu um padrão regular de agrupamento em relação às características ecológicas das áreas estudadas, no entanto, o nível de fragmentação (SILVÉRIO NETO, 2015; GUARIZ, 2020) foi um aspecto relevante que favoreceu esse agrupamento. Além da fragmentação, outro fator que pode ter influenciado o resultado do agrupamento acima é a proximidade geográfica entre as áreas 03 e 04, pois apenas 200 metros separam uma área da outra.

A área 04 apresenta uma vegetação caracterizada por moitas esparsas, com solo bastante arenoso e com presença de uma área alagada, conhecida como Lagoa da Panela, lugar antropizado e frequentado por turistas. A área 03 apresenta uma vegetação caracterizada por mata, com fisionomia densa e solo menos arenoso, o que favorece o

aumento da umidade e matéria orgânica, porém, por ser uma área próxima da Lagoa da Panela, possui locais com maiores níveis de antropização.

Estas áreas, 03 e 04, apresentam características que influenciam o empobrecimento do solo, fazendo com que tenha baixa concentração de nutrientes, sofrendo maiores impactos com o efeito dos ventos, fator que reduz a disponibilidade de substrato para nidificação e pode limitar a colonização por populações de formigas (FOWLER *et al.*, 1991).

Como visto na tabela 4, a área 03 apresenta apenas um fragmento, enquanto a área 04 apresenta 02 fragmentos. Os diferentes níveis de fragmentação, sejam provocados de maneira natural ou antrópica, podem gerar consequências negativas nos ecossistemas ambientais, como perda ou diminuição dos habitats, que atualmente se configura como um dos principais fatores para diminuição da biodiversidade global (JACOBSON I., 2019).

De acordo com Lino *et al.* (2019), a perda de habitat, em junção com a fragmentação florestal, compõe um dos maiores problemas para a fauna. Contudo, apesar de sempre se apresentarem como problema para a dinâmica dos ecossistemas, sugere-se abordar perda de habitat e fragmentação de forma independente (FAHRIG, 2003). A fragmentação pode ter efeitos positivos para determinadas espécies, pois podem oferecer diferentes habitats, menor competição intraespecífica e interespecífica, entre outros fatores (GARMENDIA *et al.*, 2013; FAHRIG, 2017; LAURANCE *et al.*, 2002). Fragmentos com área total menor que 50 hectares apresentam menor capacidade de suporte na manutenção da fauna (PARDINI *et al.*, 2005). Sendo assim, o tamanho e fragmentação da área 04 (31 hectares e 2 fragmentos) é um fator importante que pode justificar o baixo índice de diversidade de formigas desse local, quando comparado com os resultados das outras áreas aqui analisadas.

As correlações entre o PSCV e os índices de diversidade e riqueza de formigas não foram significativos, no entanto, foi possível perceber (tabela 3) que, de modo geral, houve tendência ao aumento dos índices de diversidade e riqueza nas áreas com maior PSCV. As correlações entre áreas antropizadas e os índices de diversidade e riqueza de formigas, também não foram significativas, contudo, houve tendência à diminuição dos índices de diversidade e riqueza de formigas, nas áreas com maior percentual de antropização.

Porém, isso não aconteceu levando em conta todas as áreas. A área 04, com menor percentual de solo com cobertura vegetal, apresentou índice de riqueza de formigas arborícolas maior do que na área 01, que possui mais de 94% de solo com cobertura vegetal. No entanto, outros fatores além do PSCV contribuem para as características da assembleia de formigas e mesmo a área 01 apresentando maior PSCV do que a área 04, sofre grandes impactos com a salinidade e elevadas temperaturas, características essas que limitam a mirmecofauna local.

Como citado anteriormente, as áreas onde as coletas de formigas foram realizadas, apresentam complexidade vegetal, entre outras características que diferem entre si. Algumas delas contam com a presença de locais de alagamento e/ou alagáveis, além apresentarem diferentes percentuais de antropização (Tabela 4). O percentual de antropização com área alagada, quando correlacionado com os índices de diversidade e riqueza de formigas, apresentaram correlações negativas próximas a significância, logo, é possível identificar que as áreas que possuem locais de alagamentos/alagáveis influenciam nos resultados de riqueza e diversidade de formigas. Áreas antropizadas e alagadas podem limitar a nidificação de formigas e dificultar a ocorrência de espécies (SILVA, 2014).

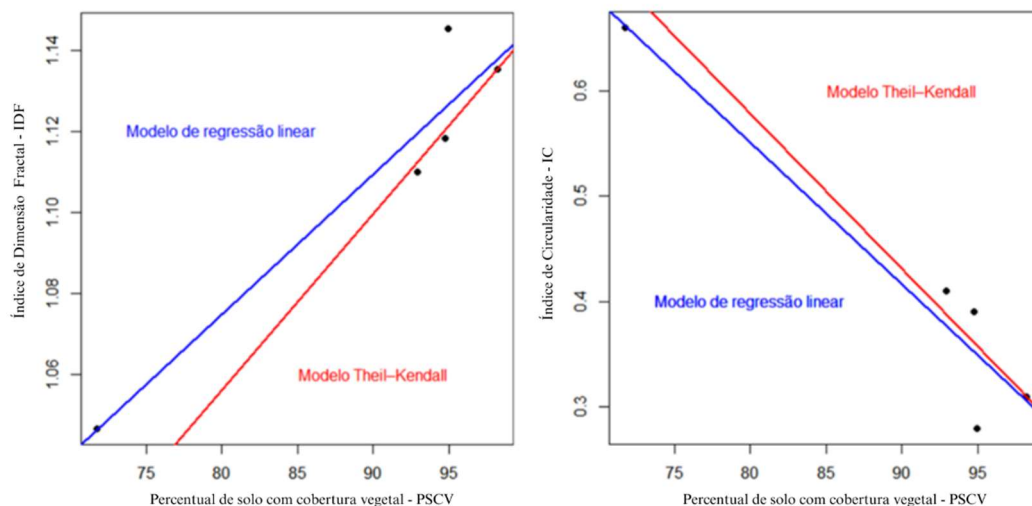
4.2 ASPECTOS GEOMÉTRICOS DAS ÁREAS DE RESTINGA ESTUDADAS

Observando a tabela 04 acima, e tomando-se como referência os aspectos geométricos das áreas estudadas, o de maior área (05) também apresentou maior IDF, com correlação positiva entre esses índices ($r = 0,75$). Já o IC, quando correlacionado com o tamanho das áreas, apresentou forte correlação negativa ($r = - 0,75$). Sendo assim, quanto maior a área em hectare, maior o IDF, que aumenta devido à complexidade e irregularidade do contorno da área. E quanto menor a área, menos complexo e irregular foi a borda, se aproximando mais da figura de um círculo, apresentando assim maior IC. A fragmentação florestal não apresentou correlação significativa com os outros dados demonstrados na tabela.

Houve forte correlação positiva entre IDF e PSCV, bem como, negativa entre IC e PSCV (Figura 4). Isso pode decorrer do tamanho da área dos fragmentos, pois como visto na tabela 04, os de maior área apresentaram baixos índices de circularidade. Vale ressaltar que os maiores índices de IC, estão relacionados a áreas menores, que apresentam baixa densidade de vegetação em sua área nuclear. Portanto, é importante salientar que se o IC

for analisado de maneira isolada, pode ocultar ou mascarar o grau de vulnerabilidade da área (SILVA, et al., 2019). Já os índices de dimensão fractal aumentaram quando a área apresentava tamanho e PSCV maior.

Figura 4 - Diagramas de dispersão com índices de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre o IDF e PSCV ($y=0,71 + 0,004x$; $t = 0,80$; $p < 0,05$) e IC com PSCV ($y=1,76-0,01x$; $t = -0,80$).



O percentual de área antropizada, com área alagada, quando correlacionado com IC, apresentou uma forte correlação não paramétrica positiva ($t = 0,80$) (figura 5), contudo, quando correlacionado com IDF e PSCV, apresentou correlação negativa ($t = -0,80$ e $t = -1,00$) (Figuras 6 e 7). Portanto, quanto mais próximo de um círculo foi o formato geométrico do fragmento, maior o grau de antropização e de área alagada. Quanto mais complexo o contorno do fragmento, menor o percentual de antropização e de áreas alagadas ou alagadiças.

Figura 5 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre IC e Área antropizada com área alagada (%) ($y=0,28+0,01x$; $r = 0,80$; $p<0,05$).

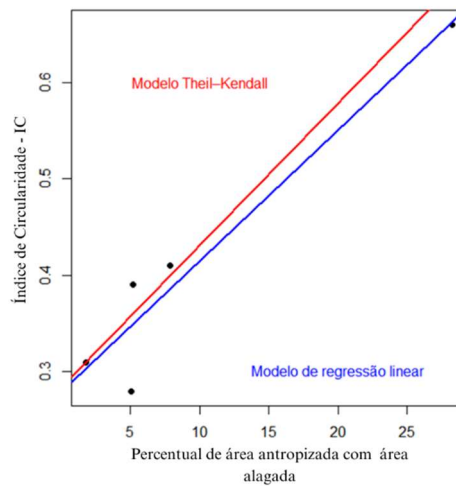


Figura 6 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre IDF e Área antropizada com área alagada (%) ($y=1,14-0,003x$; $r = -0,8$; $p<0,05$).

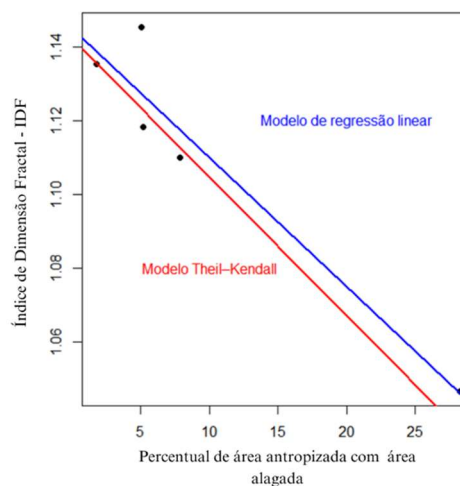
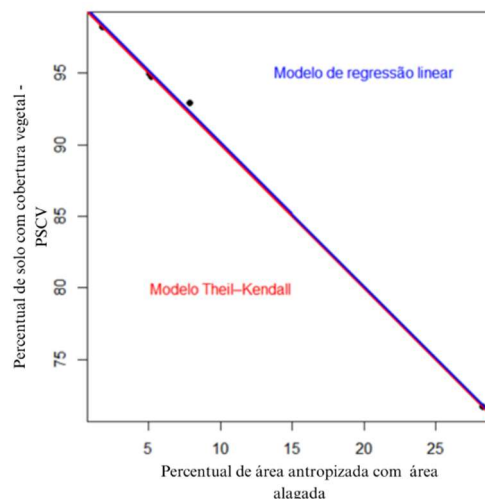
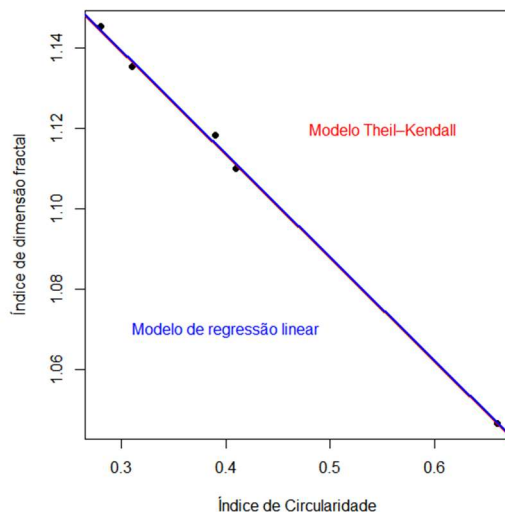


Figura 7 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre PSCV e Área antropizada com área alagada (%) ($y=1,00-1,0x$; $r = -1,00$; $p<0,05$).



A correlação entre o índice de circularidade - IC e índice de dimensão fractal - IDF das áreas analisadas foram significativas e negativas (Figura 8).

Figura 8 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre IDF e IC ($y = 1,33 - 0,26x$; $r = -1$; $p < 0,05$).



As correlações negativas entre o IC e o IDF devem ter ocorrido por causa da abordagem diferente de cada indicador. O IC busca identificar o nível de compactação de cada fragmento florestal, tendo em vista que se baseia na comparação da área do fragmento a uma figura geométrica/círculo (GOMIDE, 2008). Seu valor varia de 0 a 1, classificado por Viana e Pinheiro (1998) da seguinte forma: quando os resultados são menores que 0,6, são considerados muito alongados; entre 0,6 e 0,8, são alongados; e maiores que 0,8, arredondados. Assim, quanto mais próximos de um, mais arredondado é o polígono (BORGES *et al.*, 2020). Por outro lado, o IDF identifica o padrão da forma de cada fragmento florestal (GOMIDE, 2009; HOTT, 2007). Sendo seus valores de 1 a 2 e, quanto mais próximos de 1, a forma do fragmento tende a contornos mais retilíneos e simples (FERNANDES, 2017). Esse formato retilíneo pode tornar o ambiente mais artificial, visto que, caso a área do fragmento seja pequena, ele sofrerá maior influência da borda, o que pode afetar as condições microclimáticas e alterar a dinâmica das comunidades daquele local (SILVA, 2013). Assim, quanto mais o valor do IDF se aproximar de 2, o fragmento florestal apresenta um formato com contorno mais complexo e irregular, distanciando-se de formatos mais regulares (quadrado ou círculo), o que pode diminuir as possibilidades de interferência de borda. Isso justifica a diferença entre as duas formas de avaliar a geometria das áreas.

Nenhuma das áreas foi considerada arredondada, pois os IC não foram maiores que 0,8. Mas, quanto aos IDF, o formato dos fragmentos, em se tratando desses índices,

distancia-se de um contorno regular, pois apresenta perímetros mais complexos e menos retilíneos.

4.3 RELAÇÃO ENTRE MIRMECOFAUNA E MÉTRICAS DA PAISAGEM

A correlação entre IC e o índice de diversidade de formigas arborícolas e de solo, e o índice de riqueza de formigas de solo foram significativas e negativas (Figuras 9, 10 e 11). Já as correlações entre os IDF e o índice de diversidade de formigas arborícolas e de solo, bem como, o índice de riqueza de formigas de solo foram positivas (Figuras 12, 13 e 14).

Figura 9 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre o índice de diversidade de formigas arborícolas e IC ($y=2,26-1,93x$; $t = -0,8$; $p<0,05$).

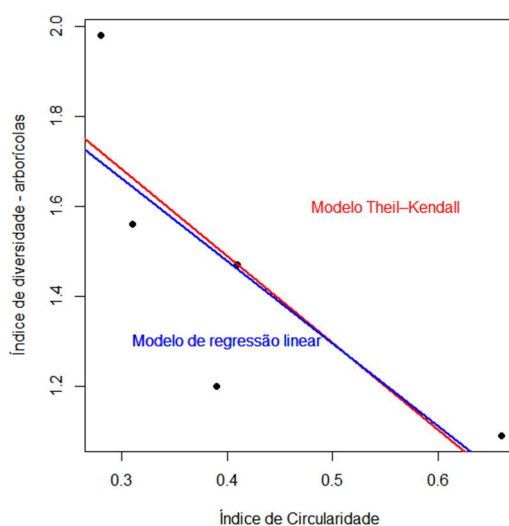


Figura 10 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre o índice de diversidade de formigas epigéica e IC ($y=2,37-5,77x$; $t = -0,84$; $p<0,05$).

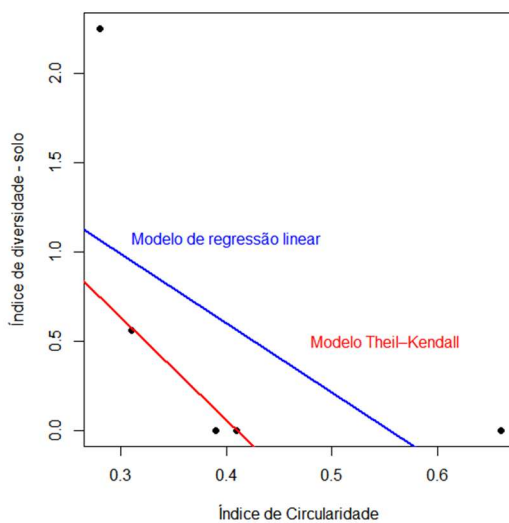


Figura 11 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre o índice de riqueza de formigas epigéicas e IC ($y=5,61-11,25x$; $t = -0,84$; $p<0,05$).

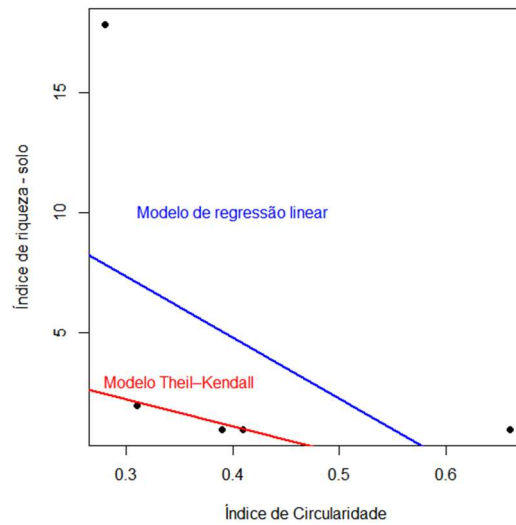


Figura 12 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre o índice de diversidade de formigas arborícolas e IDF ($y=-6,86+7,50x$; $t = 0,80$; $p<0,05$).

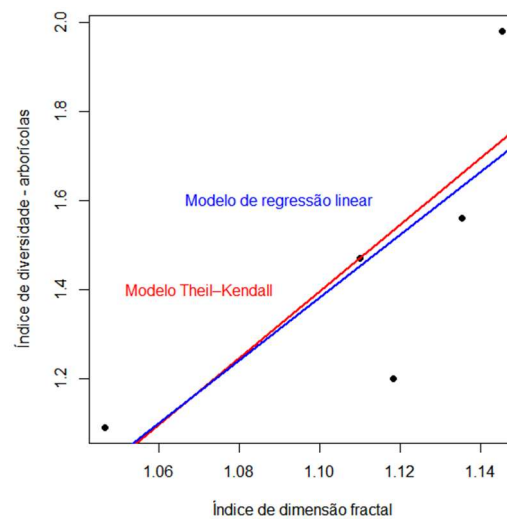


Figura 13 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre o índice de diversidade de formigas epigéicas e IDF ($y=-24,83 +22,37x$; $t = 0,84$; $p<0,05$).

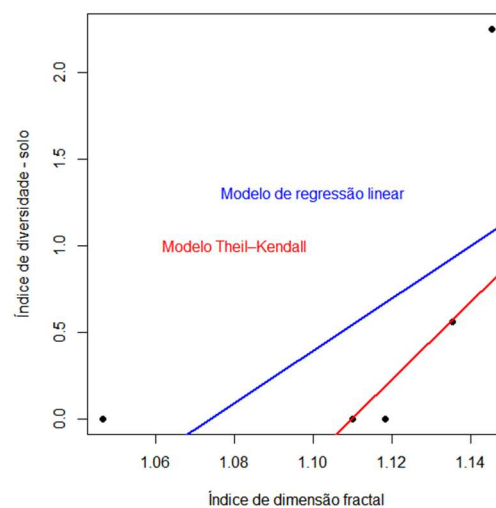
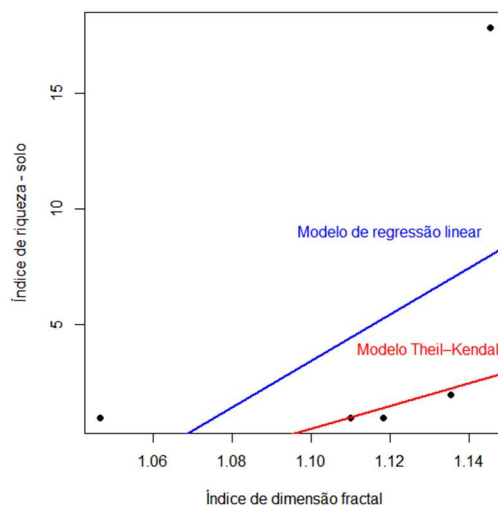


Figura 14 - Diagrama de dispersão com índice de correlação e reta (modelos Theil-Kendall e regressão linear) entre o índice de riqueza de formigas epigéicas e IDF ($y = -53,22 + 48,85x$; $r = 0,84$; $p < 0,05$).



A correlação negativa entre o IC e a diversidade de formigas arborícolas e de solo e entre IC e riqueza de formigas de solo pode ser justificada pelo grau de resposta das formigas ao meio. Elas necessitam de uma pequena área para sobrevivência e por isso a sua resposta diante das métricas do fragmento florestal pode não ser tão clara (GOMES *et al.*, 2010).

A menor interferência do efeito de borda torna o fragmento mais heterogêneo com maior diversidade de nichos e oferta de recursos alimentares, resultando assim numa maior diversidade de espécies (SILVA, 2013). Contudo, Laurance *et al.* (2002) indica que a interferência da borda pode beneficiar algumas espécies de formiga, pois com a queda das folhas, fato comum na borda, que aumenta a disponibilidade de serapilheira, pode favorecer algumas espécies. Além disso, segundo os mesmos autores, é comum haver nas bordas dos fragmentos espécies de plantas pioneiras, o que também favorece a mirmecofauna.

Ademais, os tipos de solos predominantes nas áreas estudadas, que foram o neossolo quartzarênicos, neossolo flúvico e espodossolos ferrilúvicos, são considerados instáveis para a colonização de muitas espécies de formigas (CREPALDI, 2014; SILVA, 2014).

O neossolos quartzarênicos apresentam características físico-químicas e mineralógicas com alto grau de porosidade e baixa adesão da água, baixo teor de matéria orgânica, com baixa capacidade de agregação de partículas e são bastante ácidos (SILVA, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2013; CUIABANO *et al.*, 2017).

Os Espodossolos ferrilúvicos também têm textura arenosa, com pouca capacidade de retenção de água e nutrientes e, a depender do relevo da área, pode apresentar problemas de drenagem (CARVALHO *et al.*, 2013).

Já os neossolos Flúvicos apresentam sedimentos finos como areia fina e argila de baixa atividade (SILVA, 2016). Solos com menor quantidade de matéria orgânica influenciam a nidificação da fauna.

Crepaldi *et al.* (2014) encontraram correlação positiva entre a diversidade de formigas e teores crescentes de matéria orgânica no solo. Como os solos dos fragmentos são dissimilares nesse aspecto, pode ser um fator também a interferir a falta de clareza na influência entre alguns indicadores da forma geométrica dos fragmentos de restinga e a diversidade de formigas, pois a nidificação de formigas não está associada apenas aos atributos da vegetação e do clima, mas também aos do solo (SILVA, 2014).

4.4 MODELAGEM, MIRMECOFAUNA E MÉTRICAS DA PAISAGEM

A partir da equação de regressão pelo modelo de Theil-Kendall, foi possível propor modelo de predição. Esse foi o modelo matemático que mais se adequou ao estudo, visto que é bastante utilizado quando o número de amostras é relativamente pequeno e os dados apresentam valores altos na mesma distribuição (NUNES, 2005). Considerando o modelo adotado, as predições podem ser feitas com valores superiores ou inferiores aos que foram encontrados na pesquisa, porém não muito distante deles. Abaixo é apresentado um modelo de predição proposto a partir da equação de regressão pelo modelo de Theil-Kendall, baseado nos dados de IDF e IC deste estudo:

Equação de regressão pelo modelo de theil-kendall

$$Y = a + bx$$

$$Y = 1,33 - 0,26 x$$

$$Y = \text{Índice de dimensão fractal}$$

$$X = \text{índice de circularidade}$$

Substituindo na equação:

$$\text{Índice de dimensão fractal} = 1,33 - 0,26 \text{ Índice de circularidade}$$

*Um exemplo de predição:

Para $x = 1,12$ (esse é um valor que não foi encontrado)

$$\text{Índice de dimensão fractal} = 1,33 - (0,26 \times 1,12)$$

$$\text{Índice de dimensão fractal} = 1,33 - 0,29$$

$$\text{Índice de dimensão fractal} = 1,04 \text{ (esse é o valor esperado se o índice de circularidade fosse de } 1,12)$$

Foi possível também construir um modelo de predição proposto a partir da equação de regressão pelo modelo de Theil-Kendall, baseando-se nos dados de IC e diversidade de formigas arborícolas:

Equação de regressão pelo modelo de Theil-kendall

$$Y = a + bx$$

$$Y = 2,37 - 5,77x$$

Y = Índice de diversidade do solo

X = índice de circularidade

Substituindo na equação:

$$\text{Índice de diversidade do solo} = 2,37 - 5,77 \text{ Índice de circularidade.}$$

*Um exemplo de predição:

Para $x = 0,30$ (esse é um valor que não foi encontrado)

$$\text{Índice de diversidade - solo} = 2,37 - (5,77 \times 0,30)$$

$$\text{Índice de diversidade - solo} = 2,37 - 1,73$$

Índice de diversidade do solo = 0,64 (esse é o valor esperado se o índice de circularidade fosse de 0,30).

O objetivo de desenvolver modelos como esse é obter as probabilidades de modificação dos índices, caso algum deles seja modificado ao longo do tempo. Logo, essa modelagem é importante pois se configura como uma ferramenta que possibilita a inferência sobre interações entre os índices analisados (CRUZ, 2021), além de compreender, de maneira mais objetiva, fenômenos do mundo real (BARI, 2020).

No entanto, nos estudos que envolvem dados ecológicos, é complexo levantar dados totalmente controlados, porque esses dados dependem de variáveis que nem sempre estão constantes no ambiente. Sendo assim, no presente estudo fez-se necessário uma avaliação da significância do modelo adotado através da análise de modelo nulo (Tabela 5).

De acordo com Paes (1995), o modelo nulo se baseia na construção de uma distribuição de probabilidade por simulação, se configurando como uma ferramenta importante para a validação dos modelos preditivos.

Tabela 5 - Modelo Nulo para verificação da relação entre as variáveis ecológicas e diversidade de formigas de restinga do Litoral Norte da Bahia.

Variáveis	Coefficiente	Probabilidade de erro	Equação	Erro padrão residual
-----------	--------------	-----------------------	---------	----------------------

Área antropizada (%) x IC	t= 0,40	p=0,33	y=0,31+ 0,01x	0,07
Área antropizada (%) x IDF	t= -0,92	p=0,33	y=1,14-0,03x	0,02
Área antropizada (%) x Índice de diversidade - solo	t= -0,36	p=0,38	y=5,24-0,06x	1,26
Área antropizada (%) x Índice de diversidade - arborícolas	t= -0,06	p=0,14	y=-0,19+0,02x	0,33
Área antropizada (%) x Índice de riqueza - solo	t= -0,36	p=0,38	Y -0,09+0,11x	9,44
Área antropizada (%) x Índice de riqueza - arborícolas	t= -0,40	p=0,33	y=-12,82+0,25x	10,23
Área antropizada (%) x PSCV	t= -0,60	p=0,14	y=-0,29-0,01x	1,19
Área antropizada com área alagada (%) x Índice de diversidade - solo	t= -0,60	p=0,14	y=1,58-0,03x	0,38
Área antropizada com área alagada (%) x Índice de diversidade - arborícolas	t= -0,60	p=0,14	y=1,52-0,02x	9,49
Área antropizada com área alagada (%) x Índice de riqueza - solo	t= -0,60	p=0,14	y=11,25-0,22x	10,42
Área antropizada com área alagada (%) x Índice de riqueza - arborícolas	t= -0,40	p=0,33	y=99,04-0,90x	2,24
PSCV x Índice de diversidade - solo	t= 0,60	p=0,14	y=0,66-0,06x	1,23
PSCV x Índice de diversidade - arborícolas	t= 0,60	p=0,14	y=1,60-0,02x	0,32
PSCV x Índice de riqueza - solo	t= 0,60	p=0,14	y=2,18-0,10x	9,4
PSCV x Índice de riqueza - arborícolas	t= 0,40	p=0,33	y=12,12-0,25x	0,19
Área (ha) x FF	r=-0,15	p=0,81	y=2,81 – 0,0006x	1,73
Área (ha) x IC	= -0,75	p=0,15	y=0,51 -0,00028x	0,16
Área (ha) x IDF	r = 0,75	p=0,15	y=1,08 + 0,000071x	0,03
FF x IC	r = -0,03	p=0,96	y=-0,42 – 0,0033x	0,18
FF x IDF	r = 0,03	p=0,97	y = 1,11 + 0,0007x	0,008

*Negrito para o modelo identificado como pior e melhor entre os nulos.

Então, se o Erro padrão residual indica a assertividade que o modelo de regressão pode prever como resultado a partir de novos dados, quando vários modelos são comparados, como na tabela 6, é possível identificar o melhor e o pior modelo entre os de nulidade. No presente estudo, o melhor modelo ocorreu quando as variáveis Fragmentação Florestal - FF x índice de Dimensão Fractal - IDF foram correlacionadas, apresentando erro padrão residual de 0,008. Já o pior modelo se deu a partir da correlação entre o percentual de área antropizada com área alagada x índice de riqueza de formigas do solo, apresentando erro padrão residual de 10,42.

Também foi feita a análise de resíduos dos modelos não nulos, a partir do teste W de Shapiro Wilk (Tabela 6), que busca analisar a normalidade dos dados. Quando $p > 0,05$, significa que os dados apresentam distribuição normal, esse tipo de distribuição possibilita modelar uma variedade de fenômenos causais e até mesmo prever variáveis aleatórias que tenha outras distribuições.

Tabela 6 - Análise de resíduos, a partir do teste W de Shapiro Wilk, dos modelos não nulos.

Variáveis	Soma dos resíduos	Teste W de Shapiro Wilk para distribuição normal dos resíduos	Erro padrão residual
Área antropizada com área alagada (%) x IC	-0,081116	0,8951 ($P > 0,05$) Distribuição normal	0,05426
Área antropizada com área alagada (%) x IDF	0,03126	0,9265 ($P > 0,05$) Distribuição normal	0,01454
Área antropizada com área alagada (%) x PSCV	0,81	0,5522 ($P > 0,05$) Distribuição normal	0,4677
PSCV x IC	-0,00044	0,9461 ($P > 0,05$) Distribuição normal	0,05562
PSCV x IDF	0,0225499	0,7002 ($P < 0,05$) Distribuição não normal	0,02093

A soma dos resíduos foi próxima a zero, sendo para o percentual de área antropizada com área alagada x PSCV o modelo de regressão em que a soma dos resíduos mais se distanciou do zero. Por outro lado, entre PSCV x IC, foi o modelo em que a soma dos resíduos mais se aproximou de zero.

O modelo de regressão para PSCV x IDF não apresentou distribuição aproximadamente normal para os resíduos. Todos os outros apresentaram distribuição aproximadamente normal pelo teste W de Shapiro Wilk.

O modelo de regressão para o percentual de área antropizada com área alagada x IDF, apresentou o menor erro padrão residual, indicando um modelo mais bem ajustado em relação aos outros modelos. O maior erro padrão residual foi encontrado para o percentual de área antropizada com área alagada x PSCV.

Considerando a análise dos resíduos, podemos inferir que os modelos de regressão linear para o percentual de área antropizada com área alagada x IC, percentual de área antropizada com área alagada x IDF e PSCV x IC, apresentam modelos mais adequados do que os modelos de regressão para percentual de área antropizada com área alagada x PSCV e PSCV x IDF. Este último principalmente por não obedecer a premissa da distribuição aproximadamente normal dos resíduos.

5. CONCLUSÃO

Analisando de maneira isolada, apenas a cobertura vegetal dos fragmentos não influencia a diversidade de formigas, mas outros fatores como a complexidade vegetal, maritimidade, fragmentação das áreas, influência da salinidade e o modelo geométrico, especialmente medido pelo índice de dimensão fractal, apresentam influência sobre essa diversidade. É possível que o solo, de modo geral, impeça a nidificação de um volume maior de espécies e mascare a possibilidade de encontrar relação mais estreita entre essas variáveis. Além disso, o grau de resposta das espécies às modificações do meio pode também contribuir para isso, pois algumas necessitam de uma pequena área para sobrevivência e sua resposta diante das métricas do fragmento pode não ser tão clara. O modelo matemático mais adequado nesse estudo foi Theil-Kendall e a partir dele foi proposto modelo de predição para prever novos índices de diversidade e riqueza de formigas em relação às métricas e cobertura vegetal do solo.

REFERÊNCIAS

- ANGELINI, Ronaldo. Ecossistemas e modelagem ecológica. **Perspectivas da Limnologia no Brasil**, São Luís (MA), v. 1, p. 1-19, 1999.
- ARAÚJO, D. S. D.; PEREIRA, M. C. A.; PIMENTEL, M. C. P. Flora e estrutura de comunidades na Restinga de Jurubatiba-Síntese dos conhecimentos com enfoque especial para a Formação Aberta de Clusia. **Pesquisas ecológicas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação**. RiMa, São Carlos, São Paulo, Brazil, p. 59-76, 2004.
- ARAÚJO, A. S. F. *et al.* Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Soil Biology & Biochemistry**, [s.l.], v. 66, p. 175-181, 2013.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor *et al.* Projetando paisagens modificadas pelo homem ideais para a conservação da biodiversidade florestal. **Cartas de Ecologia**, [s.l.], v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 2020.
- ASSIS, Ana Beatriz Lourenço de. **Uso da modelagem ecológica para predição da distribuição geográfica potencial de espécies da família Calliphoridae (Diptera) de importância forense no Nordeste do Brasil**. 2022. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte, 2022.
- AZEVEDO, Francisco Roberto de *et al.* Composição da entomofauna da Floresta Nacional do Araripe em diferentes vegetações e estações do ano. **Revista Ceres**, Viçosa (MG), v. 58, p. 740-748, 2011.
- BARBOSA, Luciana Paula; FERNANDES, Wedson Desidério. Remoção de iscas por formigas (Hymenoptera: Formicidae) em campos manejados e não manejados de *Eucalyptus urophylla* ST Blake. **Braz. J. Ecol.**, [s.l.], v. 8, p. 61-63, 2003.
- BARI, Anasse; CHAOUCHI, Mohamed; JUNG, Tommy. **Análise Preditiva para leigos**. Rio de Janeiro: Alta Books, 2020.
- BARROS, Marcelo Paes de. Métricas da paisagem como ferramenta de avaliação dos efeitos da urbanização na estrutura da paisagem: o caso de Cuiabá, Brasil. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Santa Catarina, v. 7, n. 4, p. 411-432, 2018.
- BATTY, Michael. O tamanho, a escala e a forma das cidades. **Ciência**, [s.l.], v. 319, n. 5864, p. 769-771, 2008.
- BOLTON, B. Um catálogo online das formigas do mundo. Versão 5.21. 2020.
- BOLTON, B. Sinopse e classificação de Formicidae. Gainesville: Instituto Entomológico Americano, 370 p. 2003.
- BOLTON, B. Um catálogo online das formigas do mundo, disponível em <<http://antcat.org>> (acessado em 29 Dez. 2022).
- BORGES, Edilane Ferreira *et al.* Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Grande, oeste da Bahia-BA. **Brazilian Journal of Development**, [s.l.], v. 6, n. 5, p. 31863-31875, 2020.

- BRITTO, Ivomar Carvalhal *et al.* Flora fanerogâmica das dunas e lagoas do Abaeté, Salvador, Bahia. **Sitientibus**, Feira de Santana (BA), v. 11, p. 31-46, 1993.
- CARVALHO, Vânia Soares de *et al.* Caracterização de Espodossolos dos Estados da Paraíba e do Pernambuco, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 37, p. 1454-1463, 2013.
- CERETO, Carlos Eduardo *et al.* **Aspectos ecológicos da mirmecofauna em comunidades de restingas na Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil: composição, densidade de espécies e influência de fatores ambientais**. 2011. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.
- CERQUEIRA, R., Esteves, F.; Lacerda, L. **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. Macaé, Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ: 2000. p. 65–75.
- COELI, Cláudia Medina; CARVALHO, Marília Sá; LIMA, Luciana Dias de. A importância da pergunta de pesquisa na análise de dados epidemiológicos. **Cadernos de Saúde Pública**, [s.l.], v. 37, 2021.
- CORRÊA, Michele M.; FERNANDES, Wedson D.; LEAL, Inara R. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do Pantanal Sul Matogrossense: relações entre riqueza de espécies e complexidade estrutural da área. **Neotropical Entomology**, [s.l.], v. 35, p. 724-730, 2006.
- Correia, B.E.F., Machado, M.A., Almeida Jr., E.B. Lista florística e formas de vida da vegetação de uma restinga em Alcântara, litoral ocidental do Maranhão, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 13, n. 05, p. 2198-2211, 2020.
- COSTA, Marília Maria Silva da. **Como a cobertura florestal influencia as assembléias de formigas em escala de paisagem?** 2018. 51 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) - Programa de Pós-graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre, Rio Branco-AC, 2018.
- COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS / SERVIÇO GEOLÓGICO BRASILEIRO (CPRM/SGB). **Pronasolos**. [s.l.], 2020. Disponível em: <https://geoportal.cprm.gov.br/pronasolos/>. Acesso em: 15 jul. 2022.
- CRUZ, Livia Ribeiro *et al.* **Feeding ecology of neotropical carnivorans: unveiling patterns of resource use and predicting trophic interactions= Ecologia alimentar de mamíferos carnívoros neotropicais: revelando padrões de uso de recursos e predizendo interações tróficas**. 2021. Tese (Doutorado) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2021.
- DANTAS, Jose Oliveira. Diversidade de formigas (Hymenoptera; Formicidae) edáficas em três estágios sucessionais de mata atlântica em São Cristóvão, Sergipe. **Agroforestalis News**, Sergipe, v. 1, n. 1, p. 48-57, 2016.
- DELABIE, J. H. C. *et al.* As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. **Neotropical Entomology**, [s.l.], v. 35, n. 5, p. 602 - 615, 2006.
- ESTRADA, Milene Andrade *et al.* Diversidade, riqueza e abundância da mirmecofauna em áreas sob cultivo orgânico e convencional. **Acta Biológica Catarinense**, Joinville (SC), v. 6, n. 2, p. 87-103, 2019.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, [s.l.], v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

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

FERNANDES, Milton Marques; FERNANDES, Márcia Rodrigues de Moura. Análise espacial da fragmentação florestal da Bacia do Rio Ubá-RJ. **Ciência Florestal**, [s.l.], v. 27, p. 1429-1439, 2017.

FERREIRA, I. J. M. *et al.* Landscape pattern changes over 25 years across a hotspot zone in southern Brazil. **Southern Forests**, [s. l.], v. 81, n. 2, p. 175-184, 2019.

FRAGOSO JR, Carlos Ruberto; FERREIRA, Tiago Finkler; DA MOTTA MARQUES, David. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de textos, 2009.

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

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: período 2020/2021, relatório técnico. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2022. 72p.

Fowler, H.G.L., Forti, C., Brandão, C.R.F., Delabie, J.H.C. & Vasconcelos, H.L. (1991) .Garmendia, A. *et al.* Landscape and patch attributes impacting medium-and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, 29(4), 331–344, 2013. <https://doi.org/10.1017/S0266467413000370>

GIANNINI, Tereza C. *et al.* Desafios atualizados da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 63, p. 733-749, 2012.

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 Nordeste. **Neotropical Entomology**, [s.l.], v. 39, n.6, p. 898-905, 2010.

GOMES, Inácio José de Melo Teles. **Efeito imediato da exclusão de espécies dominantes sobre a estrutura de comunidades de formigas que visitam iscas em savanas tropicais**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2012.

GOMES, Francisco; GUEDES, Maria. Flora vascular e formas de vida das formações de restinga do litoral norte da Bahia, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, Joinville, v. 1, n. 1, 2014. DOI: <https://doi.org/10.21726/abc.v1i1.600>. Disponível em: <http://periodicos.univille.br/index.php/ABC/article/view/600>. Acesso em: 2022.

GÓMEZ, C.; ABRIL, S. Selective logging in public pine forests of the central Iberian Peninsula: Effects of the recovery process on ant assemblages. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 262, p. 1061–1066, 2011.

GOMIDE, Lucas Rezende; LINGNAU, Christel. Simulação espacial de uma paisagem sob o efeito borda. **Floresta**, [s.l.], v. 39, n. 2, 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**, [s.l.], v. 13, n. 05, p. 2139-2153, 2020.

GRULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. **The Insects**: an Outline of Entomology. London: Chapman & Hall, 1996. 491 p.

HOPPER, S. D.; SILVEIRA, F. A. O.; FIEDLER, P. L. Biodiversity hotspots and Ocbil theory. Plant and Soil, **The Hague**, [s.l.], v. 403, n. 1/2, p. 167-216, jun 2016.

HOTT, Marcos Cicarini *et al.* Análise fractal aplicada à fragmentação florestal no município de Viçosa-MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA DO BRASIL – INMET. **Normais Climatológicas**. [Brasília – DF]: INMET, 1992. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais>. Acesso em: 2022.

JACOBSON, A. P.; RIGGIO, J.; TAIT, A. M.; BAILLIE, J. E. Global areas of low human impact ('Low Impact Areas') and fragmentation of the natural world. **Scientific Reports**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 1–13, 2019.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiências da Mata Atlântica brasileira: achados ecológicos e iniciativas de conservação. **New Phytologist**, [s.l.], p. 459 – 473, 2014.

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

LAURANCE, W. F. *et al.* Evitando o colapso da biodiversidade em áreas protegidas de florestas tropicais. **Natureza**, [s.l.], n. 489, p. 290–294, 2012.

LIMA, Ari Soares *et al.* **Contradições sociais do turismo no litoral norte da Bahia**: enfoque sobre o litoral de Mata de São João. 2012. 129 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Urbano) – Universidade Salvador, Salvador, 2012.

LIMA, P.B.; LIMA, L.F.; SANTOS, B.A.; TABARELLI, M.; ZICKEL, C.S. Altered herb assemblages in fragments of the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 191, p. 588-595, 2015.

LINO, A. *et al.* A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. **Mammalian Biology**, [s.l.], v. 94, p. 69–76, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.09.006>.

LUTINSKI, J.A.; GARCIA, F.R.M. Análise faunística de Formicidae (Hymenoptera: Apocrita) em ecossistema degradado no município de Chapecó, Santa Catarina. **Biotemas**, [s.l.], v. 18, n. 2, p. 73 – 86, 2005.

MAJER, J.D. Comparison of the arboreal ant mosaic in Ghana, Brazil, Papua New Guinea and Australia – its structure and influence on arthropod diversity. In: LA SALLE, J.; GAULD, D. (orgs.). **Hymenoptera and biodiversity**. New York: CAB International, 1993, p.115-141.

MENEZES, L. F. T.; ARAUJO, D. S. D. Formações vegetais da Restinga da Marambaia. **História natural da Marambaia**. Rio de Janeiro: EDUR, 2005. p. 67-120.

METZGER, Jean-Paul. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. *IN*: CULLEN JR, Laury. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Paraná: UFPR, 2003.

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

MUGARRAN, A. E. **Ecological Diversity and its Measurement**. Berlim: Springer, 1988.

NUNES, Maria João *et al.* Comparação de duas metodologias de atmosféricas com ferramenta estatística não paramétrica. **Química Nova**, [s.l.], v. 28, p. 179-182, 2005.

OLIVEIRA, R. D. A. de. **Efeitos da Fragmentação de Habitat nas comunidades de Aves do Cerrado**. 2013. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília-DF, 2013.

O'NEILL, Robert V. *et al.* **Um conceito hierárquico de ecossistemas**. New Jersey: Princeton University Press, 1988.

PAES, Eduardo Tavares; BLINDER, Paulo Bernardo. Modelos nulos e processos de aleatorização: algumas aplicações em ecologia de comunidades. **Oecologia Brasiliensis**, [s.l.], v. 2, n. 1, p. 5, 1995.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>.

REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBAS, C.R; SCHOEREDER, J.H. Are all ant mosaics caused by competition? **Oecologia**, [s.l.] n. 131, p. 606-611, 2002.

RIBEIRO, Milton Cezar e cols. A Mata Atlântica brasileira: um hotspot de biodiversidade em declínio. **Hotspots de biodiversidade: distribuição e proteção de áreas prioritárias para conservação**, p. 405-434, 2011.

RIBEIRO, M.C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. *In*: ZACHOS, F., HABEL, J. (eds). **Biodiversity Hotspots**. Berlim: Springer, 2011. DOI:10.1007/978-3-642-20992-5_21.

SCHMIDT, F.A.; RIBAS, C.R.; SCHOEREDER, J.H. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 24, p. 158-166, 2013.

SANTOS, Carla Rodrigues; ROCHA, Paulo César. Análise da fragmentação da paisagem na região extremo Oeste Paulista, Brasil. **Geosul**, Florianópolis, v. 35, n. 75, p. 325-349, 2020.

SANTOS, Valdira de Jesus; SILVA, Ariade Nazaré Fontes da; SILVA, Eulália Cristine Guimarães. Arranjo estrutural e diversidade do componente lenhoso da restinga em Caravelas, sul da Bahia, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 15, n. 03, p. 1371-1379, 2022.

SEGANTINI, H. Q. *et al.* A restinga como conteúdo curricular no ensino fundamental: estudo de caso em uma escola de Guriri, São Mateus-ES. **Enciclopédia Biosfera**, Goiás, v. 11, p. 119-125, 2015.

SILVA, Alessandra Leite da *et al.* Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, [s.l.], v. 29, p. 1254-1269, 2019.

SILVA, Thamilin Barão. **Resposta da comunidade de formigas ao efeito de borda em paisagens de Cerrado**. 2013. 47 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura e Bacharelado - Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/121290>. Acesso em: 2022.

SILVA, Vitor Miguel da Costa *et al.* **Hierarquia de dominância no cerrado: a sobrevivência de *Enchenopa brasiliensis* Strümpel (Hemiptera: Membracidae) em função das formigas *Camponotus crassus* e *Cephalotes* sp. em *Solanum lycocarpum* St. Hill (Solanaceae)**. 2018. 26 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

SILVA, Rogério R.; BRANDÃO, Carlos R. F. Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. **Ecological Monographs**, [s.l.], v. 80, n. 1, p. 107–124, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/08-1298.1>. Acesso em: 2022.

SILVA, J. G.; SOMNER, G. V. A Vegetação Da Restinga Na Barra De Maricá, Rj. *In*: LACERDA, L.D. (ed.). **Restingas: Origem, Estrutura E Processo**. Niterói: CEUFF, 1984. p. 217-225.

SILVÉRIO NETO, Roberto *et al.* Caracterização da cobertura florestal de unidades de conservação da Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, p. 32-41, 2015.

SOBRINHO, T. G; SCHOEREDER, J. H. Efeitos de borda e forma na riqueza e composição de espécies de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em fragmentos florestais. **Biodiversidade e Conservação**, [s.l.], v. 16, n. 5, p. 1459-1470, 2007.

SOS MATA ATLÂNTICA. Fundação SOS Mata Atlântica, [s.l.], 2003. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/conheca/mata-atlantica/>. Acesso em: 03 fev. 2021.

SUGUITURU, S. S. *et al.* **Formigas do alto Tietê**. Bauru: Canal 6, 2015. p. 456.

UNDERWOOD, Emma C.; FISHER, Brian L. O papel das formigas no monitoramento da conservação: se, quando e como. **Conservação biológica**, [s.l.] v. 132, n. 2, p. 166-182, 2006.

VALENTIN, Jean Louis. A modelagem ecológica, uma ferramenta objetiva para o estudo integrado dos ecossistemas. **Revista Nerítica**, Paraná, v. 2, p. 43-60, 2022.

VARGAS, André B. *et al.* Efeitos de fatores ambientais sobre a mirmecofauna em comunidade de restinga no Rio de Janeiro, RJ. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 1, p. 28-37, 2007.

VIANA, Virgílio M.; TABANEZ, A. A. J.; MARTÍNEZ, Juan LA. Restauração e manejo de fragmentos florestais. **Revista do Instituto Florestal**, [s.l.], v. 4, n. 2, p. 400-406, 1992.

VIANA, Virgílio M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, [s.l.], v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WILSON, Edward O. Causas do sucesso ecológico: o caso das formigas. **Journal of Animal Ecology**, [s.l.], v. 56, n. 1, p. 1-9, 1987.

WINK, Charlote *et al.* Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages (SC), v. 4, n. 1, p. 60-71, 2005.