



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS NATURAIS



Rony dos Santos Nascimento

**Flora autóctone *versus* flora alóctone: uma avaliação diante do cenário das mudanças
climáticas**

Itabaiana – SE

2026

Rony dos Santos Nascimento

Flora autóctone *versus* flora alóctone: uma avaliação diante do cenário das mudanças climáticas

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais da Universidade Federal de Sergipe, como requisito necessário para a obtenção do título de Mestre em Ciências Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Juliano Ricardo Fabricante.

Itabaiana – SE

2026

Dados de Catalogação na Publicação (CIP)

N244f Nascimento, Rony dos Santos.
Flora autóctone versus flora alóctone: uma avaliação diante do cenário das mudanças climáticas / Rony dos Santos Nascimento. – Itabaiana, 2026.
60 f.: il. ; color.

Orientador: Prof. Dr. Juliano Ricardo Fabricante.
Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais, Universidade Federal de Sergipe, 2026.

1. Biodiversidade. 2. Espécies nativas. 3. Invasão biológica. 4. Espécies exóticas invasoras. I. Fabricante, Juliano Ricardo, orient. II. Título.

CDU 581.5
CDD 577.3

**Ficha elaborada pela bibliotecária documentalista Joyce Dayse de Oliveira Santos
(CRB-5/SE-002005)**

FOLHA DE APROVAÇÃO

Flora autóctone versus flora alóctone: uma avaliação diante do cenário das mudanças climáticas

Rony dos Santos Nascimento

APROVADA pela banca examinadora composta por:

Documento assinado digitalmente
 JULIANO RICARDO FABRICANTE
Data: 01/07/2026 09:24:03-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Juliano Ricardo Fabricante
Universidade Federal de Sergipe

Documento assinado digitalmente
 RONY PETERSON SANTOS ALMEIDA
Data: 15/06/2026 14:22:11-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Rony Peterson Santos Almeida
Universidade Federal de Sergipe

Documento assinado digitalmente
 RANDSON MODESTO COELHO DA PAIXAO
Data: 26/06/2026 10:33:26-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Randson Modesto Coêlho da Paixão
Ecocycle Brazil Science, Statistics and Conservation

Itabaiana – SE
2026

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço aos meus pais, em especial à minha mãe, Maria Conceição Santos, por sempre me incentivar a estudar e a seguir meus sonhos. Sou profundamente grato por toda luta, dedicação e esforço para que eu pudesse continuar meus estudos, bem como por todo apoio, motivação e incentivo ao longo dessa jornada.

Agradeço ao meu amigo e orientador, Prof. Dr. Juliano Ricardo Fabricante, por toda orientação, confiança e pelos valiosos conselhos compartilhados durante esses anos. Nossa relação acadêmica é marcada por muito aprendizado e admiração, e por isso expresso meus mais sinceros agradecimentos.

Agradeço também à Profa. Dra. Maria Isidória Silva Gonzaga e ao Prof. Dr. Airon José da Silva, docentes do Departamento de Engenharia Agrônômica da Universidade Federal de Sergipe, vinculados ao Laboratório de Água e Solo (LAS) e ao Laboratório de Remediação de Solos (LRS), respectivamente, por toda contribuição e suporte durante o desenvolvimento deste trabalho. Estendo meu agradecimento à Me. Kelianne Carolina Targino de Araújo, pela amizade, que foi fundamental ao estabelecer a integração entre os laboratórios, além de toda ajuda prestada na realização das análises.

Aos meus grandes amigos Daniel Oliveira Reis, Lara Fabian Rodrigues de Jesus, Maria Gabriela dos Passos Santos, Maria Liliane dos Santos Alves e Diego de Andrade Mendonça, agradeço pelo incentivo, companheirismo, apoio, momentos de descontração e também pelos “puxões de orelha” necessários ao longo dessa caminhada. Muito obrigado pela amizade de vocês.

Agradeço também a todos os integrantes do Laboratório de Ecologia e Conservação da Biodiversidade (LECoB), tanto os atuais quanto aqueles que já passaram pelo laboratório, por toda ajuda, companheirismo e constante apoio no desenvolvimento de novos estudos.

Por fim, agradeço à Universidade Federal de Sergipe (UFS), ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais (PPGCN) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo suporte institucional e pelos recursos disponibilizados, que possibilitaram a realização e conclusão desta dissertação.

RESUMO

As alterações nos padrões climáticos observadas nos últimos anos e os resultados de análises preditivas do clima apontam para um futuro caótico para seres humanos e a diversidade biológica global. Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar as diferenças biológicas e a capacidade de sequestro e estoque de carbono de ambientes de Mata Atlântica com a presença e a ausência de espécies exóticas invasoras. O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE (PARNASI), em dois ambientes distintos: (i) ambiente de Mata Atlântica com a dominância de espécies exóticas invasoras (AI); (ii) ambiente de Mata Atlântica sem a presença de espécies exóticas invasoras (NI). Em cada ambiente foram plotadas 10 parcelas permanentes de 100 m² cada, nas quais, no interior destas unidades amostrais, todos os indivíduos lenhosos com diâmetro à altura do peito (DAP) $\geq$ 5cm foram contabilizados e tiveram aferidos seu DAP e altura total. Com esses dados, foram realizadas análises fitossociológicas e comparativas para avaliar diferenças entre os ambientes. Para análise do estoque de carbono no solo, foram coletadas amostras compostas nas profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm. Para a biomassa, foram dispostos cinco coletores em cada ambiente, e todo material depositado neles foi coletado a cada três meses durante um ano. Foram amostrados 265 indivíduos (NI: 121, AI: 144), distribuídos em 30 espécies (NI: 27, AI: 11) e 23 famílias (NI: 14, AI: 11). No AI, a espécie com maior valor de importância foi *Syzygium cumini* (DR = 40,15%), já no NI foi *Handroanthus* sp. (DR = 16,27). As diversidades entre os ambientes diferiram entre si (AI = 1,5; NI = 2,7; $t = 6,5$; $p < 0,01$), assim como a composição de espécies. Destaca-se que nenhuma espécie foi compartilhada entre os ambientes. A produção de serapilheira e a concentração de matéria orgânica (MO) e carbono (C) nos solos e na biomassa não diferiram entre os ambientes. Os resultados obtidos revelaram que espécies exóticas invasoras não afetam o estoque de carbono nos componentes analisados, mas geram uma simplificação na flora com consequente impacto sobre a fitodiversidade, substituindo táxons extremamente importantes para a manutenção da fauna local e serviços ecossistêmicos. Assim, sugere-se a conservação dos remanescentes florestais e o emprego exclusivo de espécies autóctones em ações de mitigação das mudanças climáticas, garantindo, dessa forma, igual eficiência no sequestro e estoque de carbono sem o comprometimento da biodiversidade que é gerado pelas invasões biológicas.

Palavras-chave: biodiversidade; espécies nativas; invasão biológica; espécies exóticas invasoras.

ABSTRACT

Climate pattern changes observed in recent years, together with the results of predictive climate analyses, point to a chaotic future for humans and global biodiversity. Therefore, the objective of the present study was to evaluate the biological differences and the carbon sequestration and storage capacity of Atlantic Forest environments with and without the presence of invasive alien species. The study was conducted in the Serra de Itabaiana National Park (PARNASI) in two distinct environments: (i) an Atlantic Forest area dominated by invasive alien species (IA); and (ii) an Atlantic Forest area without the presence of invasive alien species (NI). In each environment, ten permanent plots of 100 m² were established. Within each sampling unit, all woody individuals with a diameter at breast height (DBH) $\geq$ 5 cm were recorded, and their DBH and total height were measured. These data were used to perform phytosociological and comparative analyses to evaluate differences between the environments. For soil carbon stock analysis, composite soil samples were collected at depths of 0–10 cm, 10–20 cm, and 20–30 cm. To estimate biomass, five litter collectors were installed in each environment, and all material deposited in them was collected every three months over a one-year period. A total of 265 individuals were sampled (NI: 121; IA: 144), distributed among 30 species (NI: 27; IA: 11) and 23 families (NI: 14; IA: 11). In the invaded environment, the species with the highest importance value was *Syzygium cumini* (RD = 40.15%), whereas in the non-invaded environment it was *Handroanthus* sp. (RD = 16.27%). Species diversity differed significantly between the environments (IA = 1.5; NI = 2.7; $t = 6.5$; $p < 0.01$), as did species composition. Notably, no species were shared between the two environments. Litter production and the concentrations of organic matter (OM) and carbon (C) in the soil and biomass did not differ significantly between the environments. The results indicate that invasive alien species do not affect carbon storage in the analyzed ecosystem components; however, they simplify the floristic composition, negatively impacting plant diversity by replacing taxa that are essential for maintaining local fauna and ecosystem services. Therefore, the conservation of forest remnants and the exclusive use of native species in climate change mitigation initiatives are recommended, ensuring equivalent efficiency in carbon sequestration and storage without compromising biodiversity through biological invasions.

Keywords: biodiversity; native species; biological invasion; invasive alien species.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Localização da área de estudo. Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil.....	20
Figura 2	- Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) baseada no índice de Jaccard (A) e Bray-Curtis (B).....	30
Figura 3	- Perfil de diversidade para os ambientes estudados no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Lista florística das espécies levantadas em ambientes de Mata Atlântica no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	26
Tabela 2	- Estrutura das espécies levantadas em ambientes invadidos de Mata Atlântica no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	28
Tabela 3	- Estrutura das espécies levantadas em ambientes não invadidos de Mata Atlântica no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	29
Tabela 4	- Deposição total de serapilheira senescente em kg/ha ⁻¹ coletada em um ambiente com ausência de espécies exóticas invasoras no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	32
Tabela 5	- Média e desvio padrão da serapilheira senescente produzida nos ambientes estudados no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	33
Tabela 6	- Total de carbono orgânico em material senescente em kg/ha ⁻¹ coletado em dois ambientes com ausência e dominância de espécies exóticas invasoras no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	34
Tabela 7	- Média e desvio padrão de matéria orgânica e carbono na biomassa dos ambientes estudados, Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	34
Tabela 8	- Teor total de carbono orgânico em kg ha ⁻¹ coletado em um ambiente com dominância de espécies exóticas invasoras (AI) e um ambiente com ausência de espécies exóticas invasoras (NI).....	35
Tabela 9	- Média e desvio padrão de Carbono Orgânico Total (MgC/ha), Matéria orgânica (%) e Teor de Carbono Orgânico (%) dos solos dos ambientes estudados, Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	36
Tabela 10	- Valores totais de biomassa, estoque de carbono orgânico, estoque de CO ₂ e valor em euro encontrados em um ambiente sem espécies exóticas invasoras no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	36

Tabela 11	- Valores totais de biomassa, estoque de carbono e CO ₂ e valor em euro, encontrados em um ambiente com dominância de espécies exóticas invasoras no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.....	37
Tabela 12	- Valores médios e teste de Tukey ($p < 0,05$) de biomassa, estoque de carbono e estoque de CO ₂ atmosférico encontrados em um ambiente com dominância de espécies exóticas invasoras (AI) e outro com ausência (NI).....	37

LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES

- AI** – Ambiente de Mata Atlântica com a dominância de espécies exóticas invasoras (Ambiente Invadido).
- ANOSIM** – Análise de Similaridade (*Analysis of Similarities*).
- ANOVA** – Análise de Variância.
- APG** – *Angiosperm Phylogeny Group*.
- C** – Carbono ou Carbono Orgânico.
- CAPES** – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.
- CH₄** – Metano.
- CO** – Carbono Orgânico ou Monóxido de Carbono.
- CO₂** – Dióxido de Carbono (Gás Carbônico).
- DA** – Densidade Absoluta.
- DAP** – Diâmetro à Altura do Peito.
- DBH** – *Diameter at Breast Height* (Diâmetro à Altura do Peito).
- DoA** – Dominância Absoluta.
- DoR** – Dominância Relativa.
- DR** – Densidade Relativa.
- FA** – Frequência Absoluta.
- FR** – Frequência Relativa.
- Gt** – Gigatoneladas.
- H'** – Índice de diversidade de Shannon-Wiener.
- IB** – Invasão Biológica.
- ICMBio** – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- INPE** – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- IPBES** – *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*.
- IUCN** – *International Union for Conservation of Nature*.
- J'** – Índice de equabilidade de Pielou.
- LAS** – Laboratório de Água e Solo.
- LECoB** – Laboratório de Ecologia e Conservação da Biodiversidade.
- LRS** – Laboratório de Remediação de Solos.
- MO** – Matéria Orgânica.
- NI** – Ambiente de Mata Atlântica sem a presença de espécies exóticas invasoras (Ambiente Não Invadido).

NMDS – Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (*Non-Metric Multidimensional Scaling*).

PARNASI – Parque Nacional Serra de Itabaiana.

PIB – Produto Interno Bruto.

PPGCN – Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais.

UFS – Universidade Federal de Sergipe.

VI – Valor de Importância.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 Objetivo Geral.....	14
2.2 Objetivos específicos.....	14
3 REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1 Mata Atlântica	15
3.2 Sequestro de carbono	16
3.3 Fitossociologia	17
3.4 Invasão biológica.....	18
4 METODOLOGIA.....	20
4.1 Área de Estudo.....	20
4.2 Coleta e tratamento de dados	21
4.2.1 Florística e fitossociologia.....	21
4.2.2 Estoque de carbono na biomassa	22
4.2.3 Estoque de carbono no solo	22
4.2.4 Estoque de carbono na biomassa (floresta em pé).....	23
4.2.5 Valoração do estoque e sequestro de carbono	24
5 RESULTADOS	25
5.1 Florística e fitossociologia	25
5.2 Produção de serapilheira	32
5.2.1 Produções de carbono orgânico no material senescente.....	33
5.3 Estoque de carbono nos solos	35
5.4 Estoque de carbono na floresta em pé	36
6 DISCUSSÃO	38
6.1 Florística e fitossociologia	38
6.2 Estoque de carbono e biomassa.....	39
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	42
REFERÊNCIAS.....	43

1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas constituem um dos principais desafios ambientais do século XXI, sendo amplamente associadas ao aumento das concentrações atmosféricas de dióxido de carbono (CO₂) e outros gases de efeito estufa. Esse incremento resulta, sobretudo, de ações antrópicas como o desmatamento, a queima de combustíveis fósseis e os padrões intensivos de consumo de recursos naturais (Ayoub *et al.*, 2024; Bernoux *et al.*, 2001; Silva; Moura, 2021; Steffen *et al.*, 2015). Como consequência, alterações no regime de precipitação e no padrão térmico vêm sendo registradas em diferentes regiões do planeta, configurando evidências consistentes do aquecimento global (Marengo, 2008; Marengo; Valverde, 2007; Tahroudi *et al.*, 2025).

É notório que, nos últimos séculos, as florestas tiveram suas áreas drasticamente reduzidas (Reisch, 2021). As formações florestais funcionam como reservatórios de carbono, sendo consideradas, dentre os ecossistemas terrestres, aquelas que sequestram a maior quantidade de carbono (Dey *et al.*, 2014). No mundo, as formações florestais podem representar aproximadamente 80% do carbono armazenado na biomassa acima do solo e 40% na biomassa abaixo do solo (Alves; Diniz, 2020; Panagiotopoulos *et al.*, 2020). Na biomassa seca das árvores, 40 a 50% corresponde a carbono (Bredin *et al.*, 2020; Madapuri *et al.*, 2021). Diversos fatores podem influenciar a capacidade de estoque de carbono nas florestas, tais como a idade e densidade da comunidade (Baishya; Barik, 2011), o clima e os regimes de manejo aos quais a vegetação está exposta (Czerepko *et al.*, 2021) e se os fatores ambientais são naturais ou antropogênicos (Barrette *et al.*, 2021; Su *et al.*, 2021), dentre outros.

Apesar da importância do sequestro e estoque de carbono e do crescente número de estudos realizados, ainda pouco se sabe sobre a contribuição das florestas do Nordeste do Brasil na mitigação dos efeitos das mudanças climáticas e ainda menos sobre como as invasões biológicas (IB) afetam essa questão. As IB são processos em que espécies exóticas conseguem se dispersar e se estabelecer em locais além da área original de introdução (Moro *et al.*, 2012). Elas são uma das maiores ameaças à biodiversidade global (Williamson, 1996; Salati *et al.*, 2006; Bellard *et al.*, 2016; Zhang; Chen, 2011). Cerca de 20% da superfície do planeta está em risco em razão das invasões biológicas (IPBES, 2019). Segundo alguns autores (Liao *et al.*, 2008; Ehrenfeld, 2010), as IB podem gerar desequilíbrio na relação fonte-sumidouro no que tange ao estoque de carbono.

Assim, o objetivo do presente estudo foi avaliar as diferenças biológicas e a capacidade de sequestro e estoque de carbono de ambientes de Mata Atlântica com a presença e a ausência

de espécies exóticas invasoras, respondendo aos seguintes questionamentos: (i) Qual é a composição da flora lenhosa presente em sítios com e sem exóticas invasoras? (ii) Como é a estrutura da vegetação lenhosa desses sítios? (iii) Qual dos ambientes apresenta a maior capacidade de sequestro e estoque de carbono na biomassa e nos solos?

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar as diferenças biológicas e a capacidade de sequestro e estoque de carbono de ambientes de Mata Atlântica com a presença e a ausência de espécies exóticas invasoras.

2.2 Objetivos específicos

- Inventariar a flora lenhosa dos ambientes com presença e ausência de espécies exóticas invasoras;
- Determinar a estrutura da vegetação lenhosa dos ambientes com presença e ausência de espécies exóticas invasoras;
- Comparar os resultados da estrutura entre os ambientes com presença e ausência de espécies exóticas invasoras;
- Mensurar e comparar a capacidade de sequestro e estoque de carbono na biomassa e nos solos dos ambientes com presença e ausência de espécies exóticas invasoras.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Mata Atlântica

Atualmente, a Mata Atlântica está na categoria da segunda floresta mais ameaçada do mundo (Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2002, 2025; Rede Mata Atlântica, 2006; Fundação SOS Mata Atlântica, 2021). Sendo considerada um *hotspot* mundial (Franke *et al.*, 2005). No passado, no território brasileiro, essa formação cobria 15%, cerca de 1.350.000 km²; hoje menos de 8% ainda permanece de pé (Ribeiro *et al.*, 2009; Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2002, 2025; Fundação SOS Mata Atlântica, 2021; Bohrer *et al.*, 2024).

Grande parte dessas modificações, sofridas pela Mata Atlântica, está relacionada ao processo de conversão de terra e fragmentação, este último fomentado pela proximidade de grandes centros urbanos. A Mata Atlântica abriga mais de 60% da população brasileira e é responsável por quase 70% do PIB nacional (CI-Brasil *et al.*, 2000; Campanili; Schäffer, 2010). Mesmo nessas condições, é fonte de serviços ecossistêmicos extremamente importantes para a vida humana, como os de regulação, que se caracterizam por regular o fluxo hídrico, proteger as escarpas e encostas de serras e controlar o equilíbrio climático (Campanili; Schäffer, 2010; Parron *et al.*, 2015). Sabendo que a regulação desses processos é fundamental para mitigação das mudanças climáticas (Leite, 2010; Ayoub *et al.*, 2024), torna-se evidente a necessidade de incorporação desses aspectos ao conceito de economia sustentável. Os serviços ecossistêmicos proporcionam bem-estar humano ao mesmo tempo em que protegem o meio ambiente, atuando como um instrumento de conservação ambiental (Sinisgalli; Sousa, 2020).

Tais serviços estão ameaçados com as intensas pressões antrópicas, que podem ser destacadas como a caça ilegal, supressão da vegetação, conversão de áreas em pastagens e em monoculturas, exploração madeireira, queimadas e as IB (Brooks; Balmford, 1996). Estudos recentes apontam que essas pressões continuam sendo os principais vetores de perda de biodiversidade e fragmentação de habitats na Mata Atlântica, especialmente em função da expansão agropecuária e do uso intensivo do solo (Metzger *et al.*, 2009; Peres *et al.*, 2010; Lima *et al.*, 2020; MapBiomas, 2024). Tendo a mesma realidade, a Mata Atlântica nordestina, com cerca de 748 mil hectares, inevitavelmente encontra-se fragmentada, dos quais apenas 10,5% estão protegidos, mas só 0,8% correspondem a unidades de proteção integral (Pereira-Filho *et al.*, 2023).

Em Sergipe, apenas 1.019.753 ha ainda correspondem à região de Mata Atlântica, apenas 7% da sua área original (Fundação SOS Mata Atlântica, 2021; MapBiomas, 2024).

Dessa forma, as unidades de conservação são muito importantes para a conservação desses ambientes. No entanto, as IB são um dos problemas que assolam esses ambientes ainda restantes em todo o Nordeste (Fabricante *et al.*, 2021).

Contexto esse em que o Parque Nacional Serra de Itabaiana (PARNASI) se encontra. Embora seja uma unidade de conservação federal, apresenta áreas degradadas, fatores recorrentes de pressão antrópica, entre os quais se destacam o corte seletivo da vegetação, prática de agricultura e pecuária, incêndios criminosos frequentes, visitação não assistida e tantos outros (Sobral *et al.*, 2007; Araújo; Fabricante, 2020).

3.2 Sequestro de carbono

Diante das mudanças climáticas, o sequestro de carbono tem ganhado destaque como um processo-chave na mitigação do aumento das concentrações de gases de efeito estufa (Lal, 2008). Segundo Larcher (2000), os quatro principais compartimentos de carbono no planeta são: os oceanos, a atmosfera, as formações geológicas com carbono fóssil e mineral, e os ecossistemas terrestres, incluindo a biota e o solo. Na sociedade atual, a relevância do carbono e de seus compostos é inquestionável, visto que está amplamente distribuído e presente na natureza e constitui a base da matéria viva. Diversos compostos de carbono participam do ciclo global, sendo os mais significativos: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), hidrocarbonetos e monóxido de carbono (CO) (Barreto *et al.*, 2009; Larcher, 2000).

Estima-se que o estoque global de carbono esteja em formas inorgânicas, principalmente em rochas e sedimentos, enquanto apenas uma pequena fração corresponde ao carbono orgânico, distribuído na biomassa, nos solos e nos oceanos, o qual se encontra distribuído na biomassa terrestre e marinha, em detritos orgânicos, nos solos e nos sedimentos oceânicos (Larcher, 2000). Entretanto, as alterações no uso e cobertura da terra, como o desmatamento, a conversão de áreas naturais em sistemas agropecuários e a fragmentação florestal, comprometem significativamente essa capacidade de sequestro, contribuindo para o aumento das concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera (Bohrer *et al.*, 2024; Lima *et al.*, 2020; Metzger *et al.*, 2009).

A biomassa terrestre armazena aproximadamente 650 gigatoneladas (Gt) de carbono, valor próximo ao encontrado na atmosfera, estimado em 755 Gt. No entanto, essa quantidade é inferior comparada ao carbono presente no solo, que alcança cerca de 1.720 Gt. Outro componente são os oceanos, que concentram a maior reserva de carbono do planeta, com aproximadamente 38.500 Gt (Larcher, 2000). Em ecossistemas florestais, o carbono estocado

está dividido entre os componentes acima do solo (fuste, casca, galhos e folhas) em 45-55%, abaixo do solo (raízes) em 20-26%, na respiração heterotrófica do solo (micro-organismos edáficos) em 20% e na serapilheira em 6-8% (Qureshi; Pariva; Hussain, 2012).

As plantas conseguem armazenar o carbono atmosférico a partir do processo de fotossíntese, transformando compostos simples em mais complexos, armazenando-o em seus tecidos (Leite, 2010; Matos, 2020; Ayoub *et al.*, 2024). As florestas são importantes para o equilíbrio do estoque de carbono global, pois armazenam no componente vegetal e no solo mais carbono do que o existente atualmente na atmosfera (Houghton, 1994). Em evento de conversão de terras, se todas as florestas forem cortadas ou queimadas, grande parte do carbono guardado nas árvores será liberada para a atmosfera de forma rápida por meio de queimadas ou, mais lentamente, via decomposição (Houghton, 1994; Banik *et al.*, 2018). Tem conhecimento de que os processos naturais possam potencialmente desacelerar a taxa de aumento do CO₂ atmosférico, não existe uma fórmula milagrosa natural capaz de armazenar todo o CO₂ produzido por interferência humana no próximo século (Falkowski *et al.*, 2000).

3.3 Fitossociologia

À primeira vista, em uma paisagem, o elemento mais perceptível é a sua vegetação, dando assim a fisionomia característica aos diferentes ecossistemas terrestres, sendo suporte para a sobrevivência da fauna (Felfili *et al.*, 2011). Inicialmente, os estudos eram realizados por meio de descrições escritas, desenhos e listas de espécies, com o objetivo de caracterizar as diferentes vegetações e biomas do mundo, sendo esses, essencialmente, qualitativos. Mas, com o tempo, houve a demanda de informações quantitativas para permitir comparações de melhor qualidade (Martins, 2003; Felfili *et al.*, 2011).

Advindo disso, houve o desenvolvimento da fitossociologia, a qual consiste no estudo das causas e efeitos da coabitação das plantas em dado ambiente, podendo explicar o surgimento, a constituição e a estrutura dos agrupamentos de plantas e ainda os processos que implicam sua permanência ou em sua mudança ao longo do tempo (Martins, 2003; Bulhões *et al.*, 2015). Os métodos qualitativos de estudo da vegetação ainda hoje são aplicados, porém atualmente também estão disponíveis diversos métodos quantitativos, que, por sua vez, fornecem dados numéricos das variáveis estruturais, permitindo assim caracterizar a vegetação e comparar ambientes próximos ou distantes, similares ou diferentes, podendo também confrontar em diferentes momentos temporais (Capelo, 2003; Felfili *et al.*, 2011).

Sendo que a fitossociologia tem como objetivo estudar, descrever e compreender as associações existentes entre as espécies vegetais (Rodrigues; Gandolfi, 1998). Uma das formas de caracterizar uma comunidade vegetal é a avaliação da estrutura vertical e horizontal, o que permite obter informações sobre o estágio sucessional, quantificar a participação das espécies e analisar o padrão de distribuição espacial na composição vegetal, incluindo densidade, dominância, frequência, valor de importância e valor de cobertura (Felfili *et al.*, 2002; Felfili *et al.*, 2003).

3.4 Invasão biológica

As espécies não nativas podem ser classificadas de acordo com sua atual conjuntura no ambiente (Richardson *et al.*, 2000; Moro *et al.*, 2012). Exóticas são aquelas que estão em uma região na qual não são nativas; já as naturalizadas são as que conseguem formar uma população autodependente onde foram originalmente introduzidas, porém não têm a capacidade de se dispersar para além desses locais. Mas as exóticas invasoras são aquelas que, após formarem populações autoregenerantes, conseguem se dispersar para áreas além daquelas onde foram originalmente introduzidas, se estabelecendo e causando impactos (Moro *et al.*, 2012).

O processo de invasão biológica pode ser analisado sob a ótica de estágios de sucessão, que são quatro: o primeiro é o transporte, que se refere à retirada do indivíduo de seu lugar de origem; o segundo é a introdução, que ocorre quando há a chegada de indivíduos ou propágulos; o terceiro é o estabelecimento, que acontece quando o indivíduo consegue sobreviver e reproduzir; e, por fim, o quarto é a dispersão, quando os propágulos dos indivíduos ultrapassam a área de introdução. Na primeira etapa, a espécie é transportada, por intermédio do homem, para além do ambiente nativo da espécie (Blackburn, 2011).

Táxons exóticos invasores podem provocar alterações significativas na diversidade biológica, no regime de fogo e na estrutura das comunidades ecológicas. Além disso, interferem na ciclagem de nutrientes, inibem a regeneração de espécies nativas e afetam o balanço hídrico, a produtividade e os processos sucessionais dos ecossistemas (Ziller; Zalba, 2007; Andrade *et al.*, 2010; Oliveira-Costa; Souza, 2015; Santos; Calafate, 2018).

Diversos facilitadores externos e as características intrínsecas das espécies exóticas invasoras ajudam a explicar suas capacidades de invasão, por exemplo, a ausência de patógenos, predadores ou competidores na região de introdução. Isso, além de apresentar altas taxas de aumento populacional, bem acima do que ocorre em sua região original (Keane; Crawley, 2002), outro fator é a presença de nichos vagos (Williamson; Griffiths, 1996). Em grandes

partes das plantas exóticas invasoras, é possível observar alta capacidade de dispersão e reprodução, crescimento acelerado, plasticidade fenotípica (Baker, 1974), produção de grandes quantidades de propágulos, adaptação ao fogo, capacidade de interferir no crescimento de plantas vizinhas, autopolinização e a habilidade de fixação de nitrogênio (Cronk; Fuller, 2001).

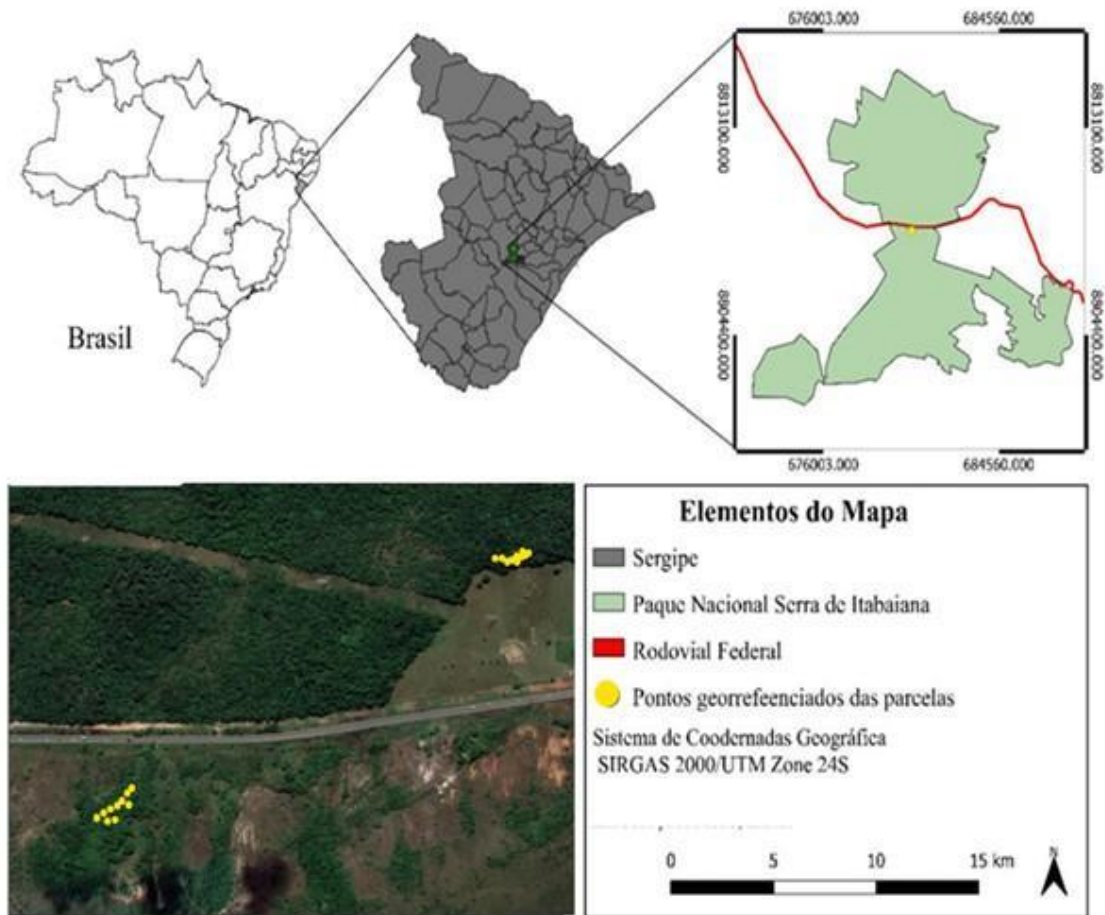
Estima-se que o impacto econômico mundial do processo de invasão biológica seja de cerca de 2,3 trilhões de dólares (Zenni *et al.*, 2021). Os pesquisadores apontam que, para muitos grupos, os custos ainda são pouco conhecidos. Por exemplo, temos o Brasil, que gastou no mínimo US\$ 105,53 bilhões entre os anos de 1984 e 2019, apresentando uma média gasta de US\$ 3,02 ($\pm$ 9,8) bilhões por ano. Vale ressaltar que US\$ 104,33 bilhões foram destinados a danos e perdas causados por exótica invasora, enquanto apenas US\$ 1,19 bilhão foi investido em sua prevenção, controle ou erradicação (Adelino *et al.*, 2021; Heringer *et al.*, 2021).

4 METODOLOGIA

4.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no PARNASI, localizado em uma área de Mata Atlântica em Sergipe, Brasil (Figura 1). Geograficamente, o parque abrange os municípios de Areia Branca, Itabaiana, Laranjeiras, Itaporanga D'Ajuda e Campo do Brito (Brasil, 2016; Sobral *et al.*, 2007). O clima na região é classificado do tipo As' (tropical com verão seco e com um excedente hídrico no período do inverno), com precipitação de 1.100 a 1.300 mm ao ano e uma temperatura média de 25~27°C (Sobral *et al.*, 2007). O PARNASI apresenta solos bastante variados, dentre eles, destacam-se as Areias Quartzosas e Litossolos (Araújo *et al.*, 2019).

Figura 1 - Localização da área de estudo. Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil.



Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

4.2 Coleta e tratamento de dados

4.2.1 Florística e fitossociologia

A área de estudo foi dividida em dois ambientes: (i) ambiente de Mata Atlântica sem a presença de espécies exóticas invasoras (NI); (ii) ambiente de Mata Atlântica com a dominância de espécies exóticas invasoras (AI). Os ambientes selecionados apresentavam características estruturais e histórico de uso semelhantes (tempo de abandono, porte da vegetação e tipo de solo) e estavam equidistantes 900 m (Figura 1).

Em cada ambiente foram plotadas 10 parcelas permanentes de 100 m² cada, com o objetivo de contemplar o maior número de espécies lenhosas (Figura 1). Em cada parcela foram amostrados todos os indivíduos lenhosos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm (adaptado de Caiafa; Martins, 2007). Esses indivíduos foram empacotados e tiveram aferidos seu DAP e altura total.

A determinação das espécies foi realizada por meio de consultas à literatura especializada e a especialistas das famílias botânicas. A classificação taxonômica foi elaborada conforme o Sistema *Angioperm Phylogeny Group* (APG) IV (2016) e a escrita dos nomes dos táxons, bem como dos autores, foi feita de acordo com a Flora e Funga do Brasil (2024).

Para cada espécie foram calculados os valores relativos e absolutos de frequência, densidade, dominância e valor de importância (Mueller-Dombois; Ellemborg, 1974). A diversidade dos ambientes estudados foi calculada por meio da equação de Shannon-Wiener (H') (Shannon; Weaver, 1949), já a equabilidade pelo índice de Pielou (J') (Pielou, 1977). As diversidades foram comparadas entre os tratamentos (ambientes NA e AI) pelo teste “t” de Hutcheson ($p \leq 0,05$) (Hutcheson, 1970), em que a diversidade foi a variável resposta e o ambiente a variável explicativa.

Também foi construído um perfil de diversidade (Tóthmérész, 1995), tendo como referência a série exponencial de Rényi (H_α) (Rényi, 1961). Para a similaridade e dissimilaridade florística, utilizou-se a Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), sendo a similaridade avaliada por meio do coeficiente de Jaccard (S_j) (Ellemborg; Müller-Dombois, 1974), e a dissimilaridade por meio de Bray-Curtis (Brower; Zar; Von Ende, 1998). Para avaliar diferenças na composição florística entre os ambientes, foram realizados testes de permutação ANOSIM (*oneway*) (Clarke, 1993), em que a composição foi a variável resposta e o ambiente a variável explicativa. Tais análises estatísticas foram

realizadas utilizando o software Past 2.17© (Hammer; Harper; Ryan, 2001), como também fórmulas construídas em planilha eletrônica do Excel.

4.2.2 Estoque de carbono na biomassa

Nos ambientes de estudo foram instalados 10 coletores de biomassa de 1m² cada um, dispostos de maneira igualitária entre os ambientes (cinco em cada ambiente nas parcelas ímpares). A coleta do material acumulado nos coletores ocorreu a cada três meses durante o período de um ano. O material coletado foi separado em folhas, galhos e miscelânea.

A produção de biomassa em cada um dos coletores foi baseada no modelo proposto por Ferreira *et al.* (2014) e Ferreira e Uchiyama (2015):

$$PS = (\sum PMS \times 10000)/Ac$$

Onde:

PS = Produção de biomassa (kg ha⁻¹ ano⁻¹);

PMS = Produção mensal de biomassa (kg ha⁻¹ mês⁻¹);

Ac = Área do coletor (m²).

A biomassa obtida foi pesada antes e depois de ser desidratada em estufa de circulação forçada a uma temperatura média de 65°C, visando a obtenção da massa seca, que foi considerada após o terceiro dia, quando apresentou peso constante. Em seguida, esse material foi triturado e encaminhado para a quantificação do carbono pelo método de oxidação por via úmida, com aquecimento externo (Donagema *et al.*, 2011; Yeomans; Bremner, 1988). Para avaliar diferenças entre os ambientes e os tempos de avaliação, foram realizadas análises de variância (ANOVA), seguidas do teste de Tukey ($p \leq 0,05$) (Tukey, 1959). O delineamento utilizado foi Parcela Subdividida, sendo considerados como parcelas os ambientes e as subparcelas os períodos de avaliação. Tais análises foram realizadas no programa SISVAR 5.6 (Ferreira, 2019).

4.2.3 Estoque de carbono no solo

Para a avaliação do estoque de carbono nos solos, em todas as parcelas ímpares dos dois ambientes, foram coletadas quatro amostras simples, com auxílio de um trado holandês, formando assim uma amostra composta, nas profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm. Para a determinação da densidade do solo, foi feita a coleta utilizando um trado do tipo castelo (Matias *et al.*, 2022), utilizando as profundidades citadas acima. Após identificadas, as amostras

foram encaminhadas ao Laboratório de Poluição do Solo e Qualidade Ambiental da Universidade Federal de Sergipe (UFS) para serem pesadas úmidas, colocadas na estufa a 105 °C por 24 h e depois pesadas novamente (Embrapa, 1997). A partir do volume do cilindro do trado utilizado na coleta de cada amostra de solo e do peso seco dela, foi possível calcular a densidade do solo a partir da seguinte fórmula:

$$D = m/v$$

em que:

- D = densidade do solo (g/cm³);
- m = massa seca do solo (g);
- v = volume do cilindro (cm³).

Para quantificação do carbono orgânico, foi utilizado o método de oxidação por dicromato, juntamente com uma fonte externa de aquecimento (Malavolta *et al.*, 1997).

O estoque de carbono em cada uma das camadas amostradas foi estimado a partir da expressão (Cardoso *et al.*, 2010):

$$E = (C \times D_s \times e)/10,$$

- E = é o estoque de carbono em Mg ha⁻¹;
- C = indica o teor de carbono orgânico total em g kg⁻¹;
- D_s = é a densidade do solo do horizonte estudado em kg dm⁻³.
- “e” = é a espessura da camada em cm.

Para avaliar as variações de carbono entre os ambientes e a profundidade, utilizou-se uma ANOVA seguida do teste de Tukey ($p \leq 0,05$) (Tukey, 1959). Utilizou-se o esquema fatorial (ambientes x profundidades). O *software* utilizado para as análises foi o SISVAR 5.6 (Ferreira, 2019).

4.2.4 Estoque de carbono na biomassa (floresta em pé)

A estimativa do sequestro e estoque de carbono na floresta em pé foi realizada pelo método indireto não destrutivo (Salati, 1994). Esse método é baseado em estimativas de parâmetros de inventários florestais (Toscan *et al.*, 2017). Os parâmetros diâmetro e altura total foram utilizados para a quantificação do carbono armazenado e sequestrado. Esses parâmetros foram utilizados na equação de Brown, Gillespie e Lugo (1989), que considera $R^2 = 0,97$ para a conversão de biomassa em estoque de carbono. Esse método foi utilizado por Watzlawick *et al.* (2011) e Embrapa (2008). A expressão é dada pela equação:

$$Y = \exp[-3.1141 + 0.9719 * \ln(dbh^2 * htot)]$$

sendo:

- Y = Biomassa;
- dbh = Diâmetro à altura do peito;
- htot = Altura total.

Para calcular o estoque de carbono, estimou-se a massa seca dos indivíduos, considerando que o teor médio de carbono na madeira é de 50% para florestas tropicais. (Brown *et al.*, 1989; Nogueira, 2008). A estimativa do estoque de carbono expressa a quantidade que foi removida da atmosfera, presente na biomassa aérea. Segundo a Embrapa, em 2007, para determinar o volume de estoque de CO₂, considera-se 1 tonelada (t) de carbono orgânico, o que equivale a 3,67 t de CO₂. Para comparar as variações de biomassa, carbono orgânico e gás carbônico entre os ambientes, utilizou-se uma ANOVA, seguida do teste de Tukey ($p < 0,05$) (Tukey, 1959). O delineamento utilizado foi a parcela subdividida. O software usado foi o SISVAR 5.6 (Ferreira, 2019).

4.2.5 Valoração do estoque e sequestro de carbono

A valoração dos ambientes estudados, em relação às suas capacidades de sequestro e estoque de carbono, utilizou como referência o valor correspondente à cotação do crédito de carbono na bolsa de valores do Reino Unido, que, em 2025, está cotado a € 71,72 por tonelada de CO₂ (LSE - *London Stock Exchange*, 2025). Assim, para obtenção do valor de cada ambiente, utilizou-se a seguinte fórmula:

$$Vab = (Tco) * (71,72).$$

Onde que:

- Vab = valoração do ambiente.
- Tco₂ = tonelada de gás carbônico
- 71,72 = valor do crédito de carbono na bolsa de valores do Reino Unido em 2025.

5 RESULTADOS

5.1 Florística e fitossociologia

Foram amostrados 265 indivíduos (NI: 121, AI: 144), agrupados em 30 espécies (NI: 27, AI: 11) e 23 famílias (NI: 14, AI: 11). No ambiente não invadido, as famílias mais representativas foram *Fabaceae* e *Bignoniaceae*, com três espécies cada. Já no ambiente invadido, a família com maior representatividade foi *Anacardiaceae*, com duas espécies. Em ambos os ambientes, as demais famílias apresentaram apenas uma espécie cada (Tabela 1).

Tabela 1 - Lista florística das espécies levantadas em ambientes de Mata Atlântica no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Família	Espécie	Ambientes
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.*	AI
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi var.	AI
Annonaceae	<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	NI
Apocynaceae	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	NI
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	NI
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.*	AI
Bignoniaceae	<i>Handroanthus</i> sp. 1	NI
	<i>Handroanthus</i> sp. 2	NI
	<i>Tabebuia elliptica</i> (DC.) Sandwith	NI
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera rugosa</i> Choisy	NI
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.*	AI
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.*	AI
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit*	AI
	<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	NI
	<i>Inga</i> sp.	NI
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	NI
Malpighiaceae	<i>Malpighia emarginata</i> DC.*	AI
	<i>Byrsonima</i> sp.	NI
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NI
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels*	AI
Musaceae	<i>Musa paradisiaca</i> L.*	AI
Passifloraceae	<i>Passiflora contracta</i> Vitta	NI
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	NI
Primulaceae	<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	NI
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	AI
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp.	NI
Sapindaceae	<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.	NI
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	NI
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	AI
Indeterminadas	Indeterminada 1	NI
	Indeterminada 2	NI
	Indeterminada 3	NI
	Indeterminada 4	NI
	Indeterminada 5	NI
	Indeterminada 6	NI
	Indeterminada 7	NI
	Indeterminada 8	NI

Notas: *Espécies não nativas. Sendo: AI = Ambiente invadido; NI = Ambiente não invadido.

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

As espécies com maior valor de importância no AI (Tabela 2) foram *Syzygium cumini*, devido à alta densidade (DA = 6100 ind./ha; DR = 42,36%), por estar presente em todas as

unidades amostrais (FA = 100%; FR = 29,41%) e por apresentar o maior valor de cobertura (DoA = 28055,27 m²/ha; DoR = 48,68%); *Terminalia catappa*, por apresentar a segunda maior densidade (DA = 3700 ind./ha; DR = 25,69%), estar presente em cinco unidades amostrais (FA = 50%; FR = 14,71%) e por apresentar o segundo maior valor de cobertura (DoA = 15937,11 m²/ha; DoR = 27,66%); *Leucaena leucocephala*, por apresentar a terceira maior densidade (DA = 3100 ind./ha²; DR = 21,53%), estar presente em oito unidades amostrais (FA = 80%; FR = 23,53%) e ser a terceira com maior cobertura (DoA = 8586,01 m²/ha; DoR = 14,9%).

No NI (Tabela 3), as espécies com maior valor de importância foram *Handroanthus* sp. devido à alta densidade (DA = 3300 ind./ha; DR = 27,27%), por estar presente em nove unidades amostrais (FA = 90%; FR = 12,68%) e possuir a terceira maior dominância (DoA = 4948,38 m²/ha; DoR = 9,36%); a segunda, “Indeterminada 6”, por apresentar maior densidade (DA = 1300 ind./ha; DR = 7,44%) e estar presente em três unidades amostrais (FA = 30%; FR = 4,23%) Indeterminada 4, por apresentar elevada densidade (DA = 600 ind./ha; DR = 4,96%), estar presente em quatro unidades amostrais (FA = 40%; FR = 5,63%) e apresentar a maior dominância (DoA = 12426,51 m²/ha; DoR = 23,51%); e *Guarea macrophylla*, por apresentar expressiva densidade (DA = 500 ind./ha²; DR = 4,13%), estar presente em quatro unidades amostrais (FA = 40%; FR = 5,63%) e ser a segunda espécie com maior dominância (DoA = 10405,41 m²/ha; DoR = 19,69%).

Tabela 2 - Estrutura das espécies levantadas em ambientes invadidos de Mata Atlântica no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Espécies	N° Ind.	DA (ind./ha)	DR (%)	U.A.	FA (%)	FR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	VI	VI (%)
<i>Syzygium cumini</i>	61	6100	42,36	10	100	29,41	28055,27	48,68	120,46	40,15
<i>Terminalia catappa</i>	37	3700	25,69	5	50	14,71	15937,11	27,66	68,06	22,69
<i>Leucaena leucocephala</i>	31	3100	21,53	8	80	23,53	8586,01	14,90	59,96	19,99
<i>Mangifera indica</i>	5	500	3,47	3	30	8,82	1854,01	3,22	15,51	5,17
<i>Elaeis guineensis</i>	2	200	1,39	2	20	5,88	1696,27	2,94	10,21	3,40
<i>Malpighia emarginata</i>	2	200	1,39	1	10	2,94	392,48	0,68	5,01	1,67
<i>Genipa americana</i>	2	200	1,39	1	10	2,94	257,19	0,45	4,78	1,59
<i>Cecropia pachystachya</i>	1	100	0,69	1	10	2,94	616,25	1,07	4,70	1,57
<i>Curatella americana</i>	1	100	0,69	1	10	2,94	140,37	0,24	3,88	1,29
<i>Musa paradisíaca</i>	1	100	0,69	1	10	2,94	71,62	0,12	3,76	1,25
<i>Schinus terebinthifolia</i>	1	100	0,69	1	10	2,94	20,37	0,04	3,67	1,22
Total	144	14400	100	34	340	100	57626,9	100	300	100

Sendo: Densidade Absoluta (DA) e Relativa (DR); Frequência Absoluta (FA); Frequência Relativa (FR); Dominância Absoluta (DoA); Dominância Relativa (DoR); Valor de Importância (VI).

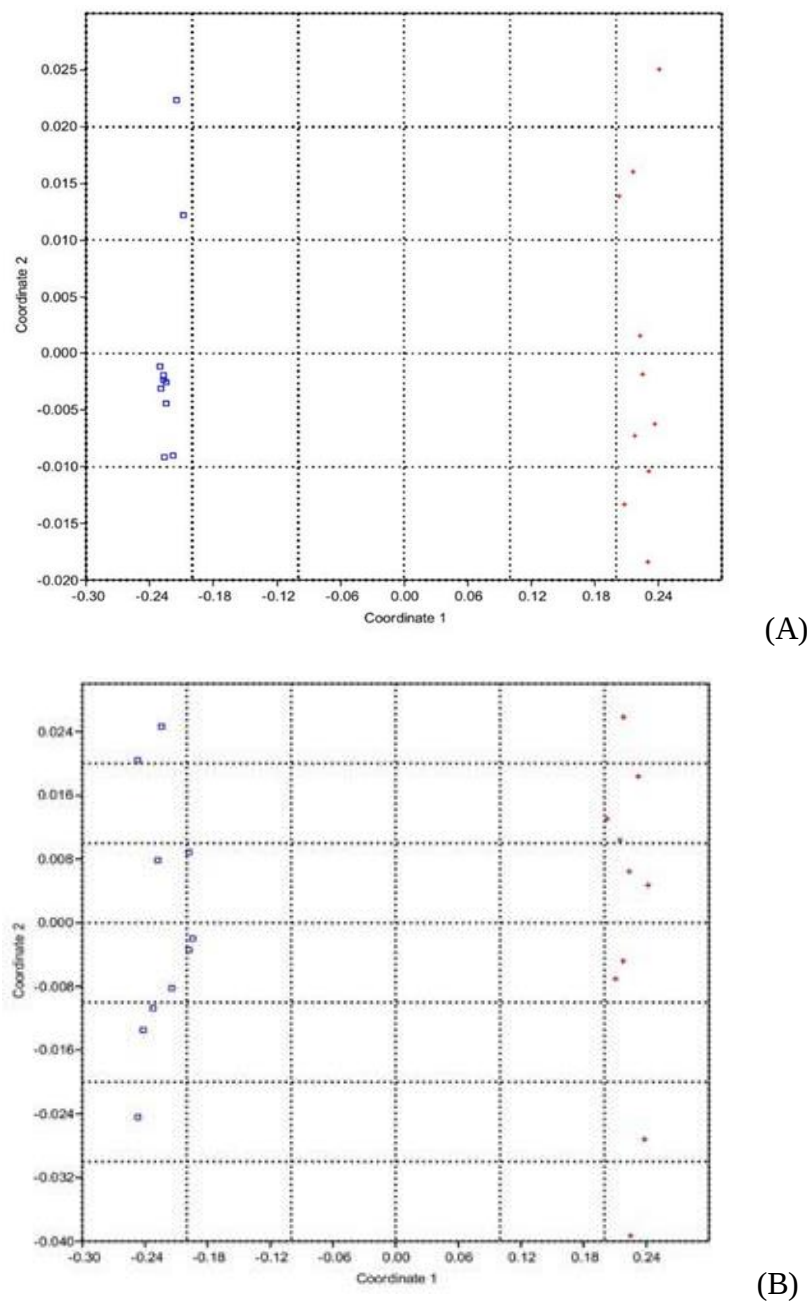
Tabela 3 - Estrutura das espécies levantadas em ambientes não invadidos de Mata Atlântica no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Espécies	Nº Ind.	DA (ind./ha)	DR (%)	U.A.	FA (%)	FR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	VI	VI (%)
<i>Handroanthus</i> sp.	33	3300	27,27	9	90	12,68	4948,38	9,36	49,31	16,44
Indeterminada 4	6	600	4,96	4	40	5,63	12426,51	23,51	34,10	11,37
<i>Guarea macrophylla</i>	5	500	4,13	4	40	5,63	10405,41	19,69	29,45	9,82
<i>Tapirira guianensis</i>	7	700	5,79	6	60	8,45	4904,85	9,28	23,52	7,84
<i>Himatanthus obovatus</i>	9	900	7,44	5	50	7,04	2193,99	4,15	18,63	6,21
Indeterminada 6	13	1300	10,74	3	30	4,23	1555,70	2,94	17,91	5,97
<i>Bowdichia virgilioides</i>	4	400	3,31	4	40	5,63	1211,17	2,29	11,23	3,74
Indeterminada 2	5	500	4,13	4	40	5,63	705,99	1,34	11,10	3,70
Indeterminada 1	3	300	2,48	3	30	4,23	2159,67	4,09	10,79	3,60
<i>Handroanthus</i> sp.	3	300	2,48	2	20	2,82	2806,31	5,31	10,61	3,54
Indeterminada 3	6	600	4,96	3	30	4,23	431,50	0,82	10,00	3,33
<i>Tabebuia elliptica</i>	3	300	2,48	2	20	2,82	2222,56	4,21	9,50	3,17
<i>Didymopanax morototoni</i>	4	400	3,31	2	20	2,82	517,79	0,98	7,10	2,37
<i>Casearia</i> sp.	3	300	2,48	3	30	4,23	179,07	0,34	7,04	2,35
<i>Rapanea guianensis</i>	3	300	2,48	3	30	4,23	169,74	0,32	7,03	2,34
<i>Piper arboreum</i>	1	100	0,83	1	10	1,41	2367,92	4,48	6,72	2,24
<i>Kielmeyera rugosa</i>	2	200	1,65	2	20	2,82	270,76	0,51	4,98	1,66
<i>Cupania impressinervia</i>	2	200	1,65	2	20	2,82	43,49	0,08	4,55	1,52
<i>Xylopia frutescens</i>	1	100	0,83	1	10	1,41	827,92	1,57	3,80	1,27
<i>Simarouba amara</i>	1	100	0,83	1	10	1,41	779,94	1,48	3,71	1,24
Indeterminada 5	1	100	0,83	1	10	1,41	748,74	1,42	3,65	1,22
<i>Byrsonima</i> sp.	1	100	0,83	1	10	1,41	336,21	0,64	2,87	0,96
<i>Copaifera lucens</i>	1	100	0,83	1	10	1,41	240,72	0,46	2,69	0,90
<i>Inga</i> sp.	1	100	0,83	1	10	1,41	191,07	0,36	2,60	0,87
Indeterminada 8	1	100	0,83	1	10	1,41	124,16	0,23	2,47	0,82
Indeterminada 7	1	100	0,83	1	10	1,41	62,39	0,12	2,35	0,78
<i>Passiflora contracta</i>	1	100	0,83	1	10	1,41	21,66	0,04	2,28	0,76
Total	121	12100	100		710	100	52853,59	100	300	100

Notas: Sendo: Densidade Absoluta (DA) e Relativa (DR); Frequência Absoluta (FA); Frequência Relativa (FR); Dominância Absoluta (DoA); Dominância Relativa (DoR); Valor de Importância (VI)

Nenhuma espécie foi compartilhada entre os ambientes estudados, gerando uma similaridade e dissimilaridade nula (ANOSIM - Jaccard = $p \leq 0,001$; Bray-Curtis = $p \leq 0,001$). Por meio da análise NMDS (Figura 2), é possível observar a formação de dois grandes grupos bem consistentes.

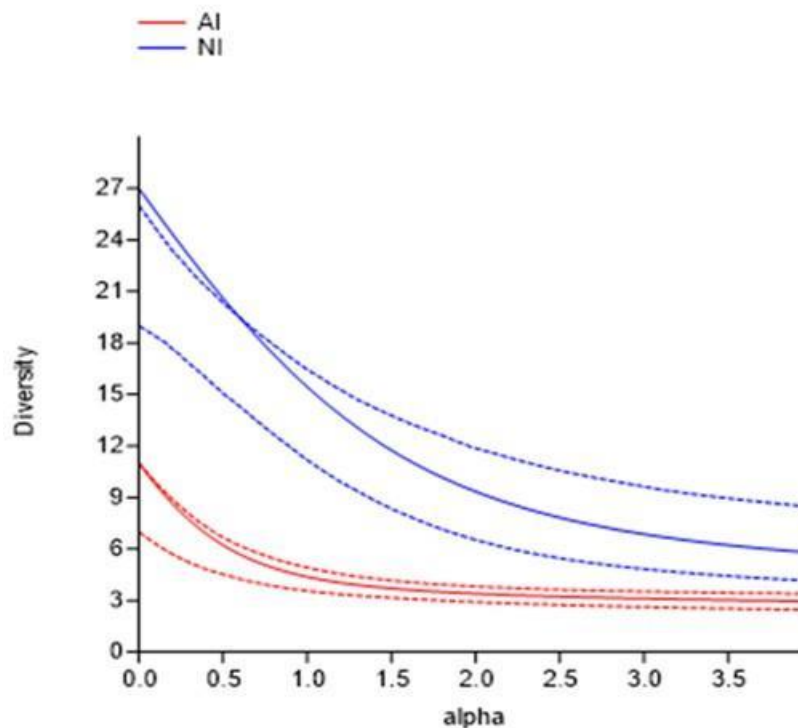
Figura 2 - Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) baseada no índice de Jaccard (A: stress= 0,3) e Bray-Curtis (B: stress= 0,3), Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe.



Nota: Os pontos em vermelho representam o ambiente com a ausência de exóticas invasoras; já os pontos em azul indicam a dominância dessas espécies.

A diversidade obtida para o ambiente AI foi de $H' = 1,48$ e para NI foi de $H' = 2,74$. Mediante teste de Hutcheson, ficou evidenciado que há diferença significativa entre os ambientes ($t = 6,5$; $p < 0,01$). Já o valor de equitabilidade foi de $J' = 0,62$ no AI e de $J' = 0,83$ no NI. Na Figura 3 é possível observar que, independentemente do índice de diversidade utilizado, a diversidade é maior no NI. Os intervalos de confiança das curvas apresentaram pouca sobreposição ao longo do gradiente de α , sugerindo diferenças consistentes entre as comunidades analisadas. Esses resultados indicam que o grupo AI apresenta simplificação da estrutura ecológica, com menor diversidade e maior dominância de poucas espécies quando comparado ao grupo NI.

Figura 3 - Perfil de diversidade para os ambientes estudados no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.



Nota: Sendo: 0 = riqueza de espécies; 1 = Índice de Shannon-Wiener; 2 = Índice de Simpson; 3 ao ∞ = Índice de Berger-Parker; AI = Ambiente invadido; NI = Ambiente não invadido.

5.2 Produção de serapilheira

A deposição total de serapilheira foi de 110.880,76 kg/ha⁻¹ano⁻¹, sendo de 48.895,58 kg/ha⁻¹ano⁻¹ no NI e de 61.985,18 kg/ha⁻¹ano⁻¹ no AI. Para o NI, a deposição anual de folhas foi de 9.115,11 kg/ha⁻¹ano⁻¹, de 4.682,39 kg/ha⁻¹ano⁻¹ para os galhos e de 2.501,03 kg/ha⁻¹ano⁻¹ para a miscelânea (Tabela 4). Já para o AI, a deposição anual de folhas foi de 9.993,42 kg/ha⁻¹ano⁻¹, de 5.980,43 kg/ha⁻¹ano⁻¹ para os galhos e de 4.687,88 kg/ha⁻¹ano⁻¹ para a miscelânea (Tabela 4).

Tabela 4 - Deposição total de serapilheira senescente em kg/ha⁻¹ coletada em um ambiente com ausência de espécies exóticas invasoras no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Ambiente	Meses	Folhas kg há ⁻¹ ano ⁻¹	Caules kg há ⁻¹ ano ⁻¹	Miscelânea kg há ⁻¹ ano ⁻¹
NI	Fevereiro, Março e abril	2766,54	1538,70	1110,54
	Maio, Junho e Julho	2189,47	932,57	510,37
	Agosto, Setembro e Outubro	2479,73	1591,43	552,67
	Novembro, Dezembro Janeiro	1679,37	619,69	327,46
	Total NI	9115,11	4682,39	2501,03
AI	Fevereiro, Março e abril	2769,06	1397,17	2341,70
	Maio, Junho e Julho	2229,20	1678,3	1140,27
	Agosto, Setembro e Outubro	2568,37	1016,03	603,17
	Novembro, Dezembro Janeiro	2426,78	1888,93	602,74
	Total AI	9993,42	5980,43	4687,88

Nota: AI = Ambiente invadido; NI = Ambiente não invadido.

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

Segundo os resultados, os valores médios totais de produção de serapilheira da fração folha não diferiram entre os ambientes ($F = 1,63$; $p = 0,20$). Entretanto, para essa fração, houve diferença significativa no período correspondente aos meses de novembro, dezembro e janeiro, com maior produção no ambiente com dominância de espécies exóticas invasoras ($F = 7,25$; $p = 0,01$). Também foi observada diferença entre os períodos dentro desse ambiente ($F = 5,59$; $p < 0,01$). Por outro lado, no ambiente com ausência de espécies exóticas invasoras, não foram verificadas diferenças significativas entre os períodos avaliados ($F = 1,33$; $p = 0,29$) (Tabela 5). Para a fração galhos, não houve diferença significativa entre os ambientes ($F = 1,40$; $p = 0,27$), nem entre os períodos dentro dos locais avaliados (NI: $F = 0,90$; $p = 0,46$; AI: $F = 0,57$; $p = 0,63$). Resultado distinto foi observado para a fração miscelânea, na qual houve diferença significativa entre os ambientes nos dois primeiros períodos avaliados, correspondentes a

fevereiro, março e abril ($F = 21,85$; $p < 0,01$) e maio, junho e julho ($F = 5,72$; $p = 0,03$). No desdobramento temporal dentro do ambiente sem invasoras (NI), apenas o primeiro período apresentou diferença significativa ($F = 3,29$; $p = 0,04$), enquanto no ambiente com invasoras (AI) essa ocorrência foi verificada no último período avaliado ($F = 19,39$; $p < 0,01$). Para o total acumulado de serapilheira, houve diferença significativa entre os ambientes apenas no último período avaliado ($F = 8,72$; $p < 0,01$). No desdobramento temporal dentro do ambiente NI, verificaram-se diferenças no primeiro e no último período ($F = 4,86$; $p < 0,01$). Já no ambiente AI, a diferença ocorreu no terceiro período avaliado ($F = 3,13$; $p = 0,04$) (Tabela 5).

Tabela 5 - Média e o desvio padrão da serapilheira senescente produzida nos ambientes estudados no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

P	Fev./mar./abr.	Mai./jun./jul.	Ago./set./out.	Nov./dez./jan.
Folhas (kg ha⁻¹)				
AI	165,96±27,47Ab	133,75±41,09Aba	154,10±44,50Ab	145,60±65,15Aa
NI	165,99±53,86Aa	131,36±69,34Aa	148,78±45,52Aa	100,76±55,18Ba
Galhos (kg ha⁻¹)				
AI	92,32±95,68Aa	55,95±68,85Aa	95,48±83,32Aa	37,18±38,18Aa
NI	83,83±44,41Aa	100,69 ± 66,75Aa	60,96±40,34Aa	113,33±146,37Aa
Miscelânea (kg ha⁻¹)				
AI	140,50±31,88Bb	68,41±36,31Ba	36,19±21,29Aa	36,16±23,27Aa
NI	66,63±49,86Ab	30,62±16,26Aab	33,16±7,05Aab	19,64±8,10Aa
Total Acumulado (kg ha⁻¹)				
AI	390,47±89,69Ab	302,86±78,33Aab	251,25±42,25Aa	295,10±120,98Bab
NI	324,94±72,64Ab	217,94±148,89Aab	277,43±84,13Aab	157,58±100,94Aa

Notas : *Médias acompanhadas de letras iguais não diferem entre si pelo teste Tukey ($p \leq 0,05$).

Sendo: P = período (meses de coleta); AI = Ambiente invadido; NI = Ambiente não invadido. As letras maiúsculas comparam os ambientes e as minúsculas, os períodos em cada ambiente.

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

5.2.1 Produções de carbono orgânico no material senescente

A deposição total de carbono orgânico foi de 14.692,73 kg/ha-1 ano-1, sendo de 6.552,01 kg/ha-1 ano-1 no NI e de 8.140,72 kg/ha-1 ano-1 no AI. Para o NI, a deposição em fevereiro, março e abril foi de 2426,26 kg/ha⁻¹ano⁻¹, em maio, junho e julho de 1304,03 kg/ha⁻¹ano⁻¹, para agosto, setembro e outubro de 1789,42 kg/ha⁻¹ano⁻¹, para novembro, dezembro e janeiro de 1082,12 kg/ha⁻¹ano⁻¹ (Tabela 6). Já para o AI, a deposição em fevereiro, março e abril foi de 2752,85 kg/ha⁻¹ano⁻¹; em maio, junho e julho, foi de 2009,01 kg/ha-1ano-1; para agosto, setembro e outubro, foi de 1541,02 kg/ha-1ano-1; e, por fim, em novembro, dezembro e janeiro, foi de 1903,44 kg/ha⁻¹ano⁻¹ (Tabela 6).

Tabela 6 - Total de carbono orgânico em material senescente em kg/ha⁻¹ coletado em dois ambientes com ausência e dominância de espécies exóticas invasoras no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Meses	Carbono orgânico (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Carbono orgânico (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
	NI	AI
Fevereiro, março e abril	2426,26	2752,85
Maio, junho e julho	1304,03	2009,01
Agosto, setembro e outubro	1789,42	1541,02
Novembro, dezembro e janeiro	1082,12	1903,44
Total	6552,01	8140,72

Nota: AI = Ambiente invadido; NI = Ambiente não invadido.

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

Segundo os resultados, no ambiente não invadido (NI), os maiores valores de carbono orgânico e matéria orgânica foram registrados no período de fevereiro, março e abril, enquanto os menores ocorreram entre maio, junho e julho. Já no ambiente invadido (AI), observou-se redução dos valores de MO e C principalmente no período de agosto, setembro e outubro, os valores médios de matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (C) na biomassa não apresentaram diferenças significativas entre os ambientes no período de agosto, setembro e outubro (MO: $F = 2,76$; $p = 0,11$; C: $F = 2,75$; $p = 0,11$). Entretanto, diferenças significativas entre os ambientes foram observadas no primeiro período, correspondente aos meses de fevereiro, março e abril (MO: $F = 4,42$; $p = 0,04$; C: $F = 4,43$; $p = 0,045$), no segundo período, correspondente a maio, junho e julho (MO: $F = 11,41$; $p < 0,01$; C: $F = 11,42$; $p < 0,01$), e no quarto período, correspondente a novembro, dezembro e janeiro (MO: $F = 5,01$; $p = 0,04$; C: $F = 5,00$; $p = 0,03$).

Tabela 7 - Média e desvio padrão de matéria orgânica e carbono na biomassa dos ambientes estudados, Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

P	Fev./mar./abr.	Mai./jun./jul.	Ago./set./out.	Nov./dez./jan.
Carbono Orgânico (%)				
NI	44,74±0,80Bc	35,99±0,86Aa	38,70±2,63Aab	41,27±3,90Bb
AI	42,34±0,44Ab	39,85±2,35Bab	36,81±1,25Aa	38,71±0,39Aa
Matéria orgânica (kg ha⁻¹)				
NI	77,14±1,38Bc	62,05±1,49Aa	66,72±4,54Aab	71,14±6,72Bb
AI	72,99±0,77Ab	68,71±4,05Bba	63,46±2,16Aa	66,74±0,67Aa

Notas: *Médias acompanhadas de letras iguais não diferem entre si pelo teste Tukey ($p \leq 0,05$).

Sendo: P = período (meses de coleta); AI = ambiente invadido; NI = ambiente não invadido. As letras maiúsculas comparam os ambientes e as minúsculas, os períodos em cada ambiente.

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

5.3 Estoque de carbono nos solos

O total de carbono no solo foi de 46.596,402 kg C ha⁻¹, sendo de 26.108,281 kg C ha⁻¹ no AI e de 20.488,121 kg C ha⁻¹ no NI. No AI, na profundidade de 0-10 cm, o C foi de 9492,14 kg C ha⁻¹, em 10-20 cm de 8492,82 kg C ha⁻¹ e em 20-30 cm foi de 8123,33 kg C ha⁻¹ (Tabela 10). Já no NI, o C foi de 7133,129 kg C ha⁻¹ na camada de 0-10 cm, de 6872,652 kg C ha⁻¹ entre 10-20 cm e de 6482,340 kg C ha⁻¹ entre 20-30 cm. (Tabela 8).

Tabela 8 - Teor total de carbono orgânico em kg ha⁻¹ coletado em um ambiente com dominância de espécies exóticas invasoras (AI) e um ambiente com ausência de espécies exóticas invasoras (NI) no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Ambiente	Profundidade	Carbono orgânico (kg C ha ⁻¹)
AI	0-10	9492,137
	10-20	8492,816
	20-30	8123,328
NI	0-10	7133,129
	10-20	6872,652
	20-30	6482,340

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

A concentração de carbono orgânico total ($F = 2,44$; $p = 0,13$), matéria orgânica ($F = 0,68$; $p = 0,41$) e teor de carbono orgânico ($F = 0,25$; $p = 0,62$) não apresentaram diferença estatística entre os ambientes (Tabela 9). Contudo, entre as profundidades, o carbono foi maior na camada de 0-10 cm (Tabela 9).

Tabela 9 - Média e desvio padrão de Carbono Orgânico Total (MgC/ha), Matéria orgânica (%) e Teor de Carbono Orgânico (%) dos solos dos ambientes estudados, Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Carbono Orgânico Total (MgC/ha)			
Profundidade			
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
NI	1273,16 ± 521,85Aa	340, 79 ± 273, 72Aa	1424,26 ± 481,32Aa
AI	1898,42 ± 814,46Aa	1705, 30 ± 811,34Aa	1624,66 ± 588,80Aa
Matéria orgânica (%)			
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
NI	6,01 ± 1,57Ab	4,07 ± 1,19Aab	3,80 ± 1,32Aa
AI	6,03 ± 1,96Aa	4,20 ± 1,66Aa	4,01 ± 1,82Aa
Teor de Carbono Orgânico (%)			
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
NI	3,49 ± 0,91Ab	2,36 ± 0,69Aab	2,20 ± 0,76Aa
AI	3,49 ± 1,13Aa	2,43 ± 0,96Aa	2,33 ± 1,05Aa

Notas: *Médias acompanhadas de letras iguais não diferem entre si pelo teste Tukey ($p \leq 0,05$).

Sendo: AI = Ambiente invadido; NI = Ambiente não invadido. As letras maiúsculas comparam os ambientes e as minúsculas comparam os períodos em cada ambiente.

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

5.4 Estoque de carbono na floresta em pé

No NI, a biomassa aumentou de 30,39t em 2024 para 31,31t em 2025, representando um incremento de 0,920 t, perfazendo um estoque de carbono de 15,20t em 2024 e de 15,67t em 2025 e um sequestro de 0,470t de CO₂, (Tabela 10). Já no AI a biomassa em 2024 foi de 64,62t e de 65,52t em 2025, resultando em um aumento de 0,902t. O carbono orgânico, por sua vez, em 2024, foi de 32,31t e em 2025 foi de 32,76 t em 2025, um sequestro de 0,450t de carbono e um sequestro de 1,668t de CO₂ (Tabela 11).

Tabela 10 - Os valores totais de biomassa, estoque de carbono orgânico, estoque de CO₂ e valor em euro foram encontrados em um ambiente sem espécies exóticas invasoras no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Ano	Biomassa (t)	C Orgânico (t)	CO ₂ (t)	Valor
2024	30,39	15,20	55,77	3.999,82
2025	31,31	15,67	57,46	4.121,03
Acúmulo	0,920	0,470	1,69	121,21

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

Tabela 11 - Valores totais de biomassa, estoque de carbono e CO₂ e valor em euro, encontrados em um ambiente com dominância de espécies exóticas invasoras no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Ano	Biomassa (t)	C Orgânico (t)	CO ₂ (t)	Valor
2024	64,62	32,31	118,58	8.504,56
2025	65,52	32,76	120,23	8.622,90
Acúmulo	0,902	0,450	1,668	118,34

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

Quando comparadas as médias do acúmulo entre os ambientes estudados, não houve diferenças significativas entre a biomassa (B), carbono orgânico (CO) e gás carbônico (CO₂) entre os ambientes estudados (B: $f = 0,00$; $p = 0,10$; CO: $f = 0,00$, $p = 0,99$; CO₂; $f = 0,00$ $p = 0,99$) (Tabela 12).

Tabela 12 - Valores médios e teste de Tukey ($p < 0,05$) de biomassa, estoque de carbono e estoque de CO₂ atmosférico encontrados em um ambiente com dominância de espécies exóticas invasoras (AI) e outro com ausência (NI) no Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE.

Ambiente	Biomassa (kg ha ⁻¹)	C Orgânico (kg ha ⁻¹)	CO ₂ (kg ha ⁻¹)
NI	92,08 ± 631,29a	46,04 ± 315,64a	160,95 ± 1175,54a
AI	92,42 ± 261,21a	45,11 ± 130,42a	165,58 ± 478,66a

Fonte: elaboração própria do autor, 2026.

6 DISCUSSÃO

6.1 Florística e fitossociologia

Este é o primeiro estudo a avaliar comparativamente comunidades com presença e ausência de espécies exóticas invasoras, considerando simultaneamente a estrutura da vegetação, a composição florística e os estoques de carbono na biomassa e no solo. No AI (ambiente com dominância de exótica invasora), houve forte dominância de espécies exóticas invasoras, especialmente *Syzygium cumini*, *Terminalia catappa* e *Leucaena leucocephala*, que concentraram os maiores valores de densidade, frequência e dominância. Já no NI (ambiente com ausência de exótica invasora), destacaram-se *Handroanthus* sp., “Indeterminada 6”, “Indeterminada 4” e *Guarea macrophylla*. Todos os índices ecológicos (Índice de Shannon-Wiener, Índice de Simpson, Índice de Berger-Parker) demonstraram redução significativa da diversidade no ambiente com dominância de exótica invasora (AI) em relação ao ambiente com ausência de exótica invasora (NI), evidenciando simplificação ecológica e maior dominância de poucas espécies no ambiente invadido.

Trabalhos florísticos realizados em fragmentos florestais de Mata Atlântica apontaram resultados semelhantes quanto às famílias mais abundantes no estado de Sergipe (Dantas; Ribeiro, 2010), Pernambuco (Nascimento; Rodal, 2008; Lima *et al.*, 2017; Araújo; Queiroz; Lopes, 2019), Rio de Janeiro (Borém; Oliveira-Filho, 2002) e Alagoas (Machado *et al.*, 2012). Porém, outros estudos conduzidos na Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro apresentam valores mais elevados, além de alterações mais expressivas na composição e na importância das famílias botânicas (Kurtz *et al.*, 2000; Moreno *et al.*, 2003). Já na Bahia, os números de espécies e indivíduos são semelhantes; contudo, observa-se diferença quanto às famílias de maior importância (Sambuichi, 2002).

O estudo conduzido no Parque da Barreirinha, em Curitiba, registrou 354 indivíduos distribuídos em 29 famílias, 43 gêneros e 57 espécies, valores superiores aos observados no presente trabalho, mesmo adotando um critério de inclusão de diâmetro à altura do peito maior que 15 cm (Mielke *et al.*, 2015). Essa diferença pode estar relacionada não apenas ao critério de inclusão utilizado, mas também ao histórico de uso dessas áreas, ao estágio sucessional da vegetação e ao tempo de abandono, fatores que influenciam diretamente a estrutura e a composição florística (Matthes; Martins, 1996; Coelho; Cardoso-Leite; castello, 2016).

A composição de espécies exóticas invasoras pode estar associada ao histórico de uso da terra anterior ao abandono da área (Bohrer *et al.*, 2024; Lima *et al.*, 2020; Metzger *et al.*,

2009). Em levantamento realizado em 1 ha de floresta nativa na região de Serra Grande, município de Uruçuca, BA, adotando-se o limite mínimo de inclusão de 5 cm de DAP, foram registrados 2.450 indivíduos, desses 458 espécies arbóreas (Thomas *et al.*, 2009), resultados semelhantes também encontrados por Sambuichi (2002).

O presente estudo registrou um número menor de espécies exóticas invasoras em comparação ao levantamento realizado por Araújo e Fabricante (2020), no PARNASI, foram amostradas 49 espécies distribuídas em 45 gêneros e 19 famílias. Uma vez estabelecidas no ambiente, as espécies exóticas invasoras podem alterar diversos processos ecológicos, como a ciclagem de nutrientes, as taxas de decomposição, as cadeias tróficas, os processos evolutivos, a polinização, a estrutura da vegetação e a biodiversidade (Baker, 1974; Ziller; Zalba, 2000).

Ademais, vale a pena destacar o comportamento agressivo e causador de vários impactos das espécies *Syzygium cumini*, *Terminalia catappa* e *Leucaena leucocephala*. Esses táxons apresentam potencial alelopático, o que pode reduzir a germinação e o desenvolvimento de outras espécies, promovendo, assim, a homogeneização dos ambientes invadidos (Baratelli, 2006; Alves *et al.*, 2014; Narcizo *et al.*, 2023; Santos, 2024). Espécies apontadas como a *L. leucocephala* são tóxicas para animais (Alves *et al.*, 2014) e *T. catappa* impede que a regeneração natural se estabeleça (Baratelli, 2006; Santos; Fabricante, 2018).

Como apontado por Narcizo *et al.* (2023), a espécie *S. cumini* afeta diretamente o processo de regeneração natural, comprometendo a composição e a riqueza florística quando comparadas às espécies nativas. *S. cumini* foi encontrada em todas as unidades amostrais do ambiente, com dominância de exótica invasora, sendo a espécie de maior dominância no presente estudo. Esses resultados possivelmente estão relacionados aos seus mecanismos de invasão, como a elevada pressão de propágulos e o rápido crescimento (Blackburn, 2011).

A *T. catappa* apresentou o segundo maior valor de importância entre as espécies exóticas invasoras, demonstrando elevada capacidade de invasão, especialmente em áreas de restinga (Sanches, 2009; Plucênio, 2011; Machado, 2019). Além disso, há registros claros da sua invasão em unidades de conservação (Sales, 2021), e ela é uma espécie atuante na perturbação da recuperação natural em ambientes de restinga (Machado, 2019).

6.2 Estoque de carbono e biomassa

Com relação à deposição de serapilheira, a fração folhas representa o principal componente da biomassa senescente depositada no solo, conforme observado em outros estudos (Delitti, 1995; Joly, 2012; Sousa-Neto *et al.*, 2017; Nascimento *et al.*, 2018; Figueiredo Filho

et al., 2003; Figueiredo-Filho *et al.*, 2024). Estudos conduzidos em florestas tropicais e subtropicais indicam que a fração foliar pode contribuir com mais de 60% da serapilheira total, enquanto galhos e a fração miscelânea apresentam participações secundárias (Scheer *et al.*, 2011; Joly, 2012). Esse padrão foi observado nos dois ambientes, NI e AI.

Resultados semelhantes foram reportados por Liao *et al.* (2008), que observaram maior produção de serapilheira em áreas invadidas por espécies exóticas. Esse padrão pode estar associado ao crescimento acelerado e à elevada taxa de renovação de tecidos dessas plantas. A contribuição maior da fração galhos no ambiente com dominância de exótica invasora também foi observada em estudos conduzidos por Ehrenfeld (2003), que destacou que espécies exóticas invasoras podem modificar a arquitetura da vegetação, aumentando a produção de material lenhoso fino.

A parte miscelânea, observada no ambiente AI, é coerente com resultados apresentados por Allison e Vitousek (2004), a maior quantidade dessa fração pode estar relacionada à instabilidade estrutural da vegetação e à maior produção de estruturas reprodutivas. Vale ressaltar que a fração miscelânea, embora apresente menor participação quantitativa, desempenha papel importante na ciclagem de nutrientes devido à sua composição heterogênea e, muitas vezes, maior labilidade química (Cabianchi, 2010).

Presentes resultados indicam que o ambiente com ausência de exótica invasora apresenta deposição de serapilheira mais equilibrada ao longo do tempo, enquanto o ambiente com dominância de exótica invasora demonstra maior sazonalidade e concentração temporal do aporte de material orgânico, padrão associado à menor diversidade florística e maior dominância de poucas espécies. Esse comportamento difere do observado em florestas nativas conservadas da Mata Atlântica, onde a maior diversidade promove deposição mais contínua e estabilidade dos estoques de carbono no solo (Scheer *et al.*, 2011).

Segundo Bradford *et al.* (2016), a qualidade do material depositado e sua interação com o solo são determinantes para a estabilização do carbono no solo. Assim, embora o ambiente AI apresente maior aporte de biomassa senescente, parte desse carbono pode permanecer em formas mais lábeis e suscetíveis à rápida decomposição, enquanto ambientes nativos tendem a favorecer maior incorporação e proteção do carbono em profundidade.

Em comparação, apresentaram resultados maiores do que apontado por Nascimento *et al.* (2018), mesmo sendo realizado na mesma unidade de conservação, em um ambiente de Mata Atlântica. Tal diferença pode estar atrelada às características intrínsecas do ambiente, pois foi uma região de areias brancas que, por sua vez, apresenta um porte vegetativo menor em comparação com o presente estudo. Já os resultados encontrados por Figueiredo-Filho *et al.*

(2024) são mais semelhantes, pois as características estruturais são mais semelhantes. No ambiente com espécies exóticas invasoras, os maiores valores de carbono orgânico concentraram-se na camada superficial do solo (0–10 cm), atingindo 9.492,14 kg ha⁻¹, com redução progressiva nas camadas mais profundas. Esse padrão é amplamente descrito na literatura e está associado ao maior aporte de serapilheira e resíduos orgânicos na superfície, bem como à intensificação da atividade microbiana nessa camada (Bradford *et al.*, 2016; Liao *et al.*, 2008; Ehrenfeld, 2003).

De acordo com Liao *et al.* (2008), invasões biológicas podem alterar significativamente os ciclos biogeoquímicos, especialmente nas camadas superficiais, em função do aumento do aporte de biomassa e da modificação da qualidade da serapilheira. No estudo de Ehrenfeld (2003), também se destaca que espécies exóticas invasoras podem modificar propriedades químicas e biológicas do solo, influenciando diretamente a dinâmica do carbono.

Por outro lado, no ambiente sem espécies invasoras, os valores de carbono orgânico apresentaram uma distribuição mais homogênea ao longo do perfil do solo. Esse padrão pode estar relacionado a um sistema mais estável e conservado (Martins; Rodrigues, 1999; Scheer *et al.*, 2011). Além disso, a maior diversidade de espécies vegetais pode resultar em serapilheira com composição química variada, influenciando a decomposição e a estabilização do carbono no solo (Bradford *et al.*, 2016).

Vale ressaltar, como demonstrado por Bradford *et al.* (2016), que a decomposição da serapilheira e o destino do carbono no solo não dependem apenas da quantidade de material depositado, mas também da qualidade do material orgânico e da interação com a comunidade microbiana. Portanto, mesmo com valores semelhantes de carbono total entre os ambientes, as diferenças na composição da serapilheira e na atividade biológica podem explicar os distintos padrões de distribuição vertical observados neste estudo.

Dessa forma, embora os estoques totais de carbono orgânico do solo não apresentem diferenças significativas entre os ambientes, esse padrão pode ter implicações importantes para a estabilidade do carbono no longo prazo, uma vez que o carbono armazenado em camadas mais profundas tende a apresentar menor vulnerabilidade à mineralização (Ehrenfeld, 2003; Liao *et al.*, 2008).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos revelaram que espécies exóticas invasoras não afetam o estoque de carbono nos componentes analisados, mas geram uma simplificação na flora com consequente impacto sobre a fitodiversidade, substituindo táxons extremamente importantes para a manutenção da fauna local e serviços ecossistêmicos. Assim, sugere-se a conservação dos remanescentes florestais e o emprego exclusivo de espécies autóctones em ações de mitigação das mudanças climáticas, garantindo, dessa forma, igual eficiência no sequestro e estoque de carbono sem o comprometimento da biodiversidade que é gerado pelas invasões biológicas.

REFERÊNCIAS

- ADELINO, J. R. P.; BARROS, L. N.; RIBEIRO, L. N. P. S.; NUNES, A. F.; LIRA, B. R. C.; SILVA, F. A. G.; COSTA, R. F. S. The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. **NeoBiota**, v. 67, p. 349–374, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59185>. Disponível em: <https://neobiota.pensoft.net/article/59185/>. Acesso em: 10 jun. 2024.
- ALLISON, S. D.; VITOUSEK, P. M. Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai'i. **Oecologia**, v. 141, n. 4, p. 612–619, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1679-z>. Acesso em: 10 jun. 2026.
- ALVES, J. S.; REIS, L. B. O.; SILVA, E. K. C.; FABRICANTE, J. R.; FILHO, J. A. S. *Leucaena leucocephala*. In: FABRICANTE, J. R. (Ed.). **Plantas exóticas e exóticas invasoras da Caatinga**. Florianópolis: Bookess, 2014, p. 15-22.
- ALVES, V. P.; DINIZ, M. B. Uso da renúncia do uso produtivo da terra em prol da conservação do carbono florestal: um exercício de valoração do custo de oportunidade do desmatamento na Amazônia. **Raízes: Revista de Ciências Sociais e Econômicas**, Campina Grande, v. 40, n. 1, p. 44-62, 2020.
- ANDRADE, L. A.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 32, n. 3, p. 249-255, set 2010. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v32i3.4535>. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/1871/187114391006.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2024.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/boj.12385>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/boj.12385>. Acesso em: 6 jan. 2026.
- ARAÚJO, K. C. T.; FABRICANTE, J. R. Invasão biológica no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 14, n. 2, p. 43–50, 2020. DOI: <https://doi.org/10.18316/rca.v14i2.6169>. Acesso em: 10 jun. 2026.
- ARAÚJO, K.; SANTOS, J. L.; FABRICANTE, J. R. Epífitas vasculares do Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 32, n. 1, p. 21–29, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2019v32n1p21>. Acesso em: 10 jun. 2026.
- ARAÚJO, T. G.; QUEIROZ, A. B.; LOPES, S. F. Fitossociologia de um brejo de altitude no semiárido brasileiro: variação das espécies dominantes ao longo do gradiente altitudinal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 2, p. 779–794, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509832118>. Acesso em: 10 jun. 2026.
- AYOUB, J. P.; OLIVEIRA, M. R. N.; FREITA, F. H.; MELLO, M. E. Ações Antrópicas E A Associação Com As Mudanças Climáticas. **Journal of Business and Management**, v. 26, n. 1, p. 2319-7668. 2024. Disponível em: <http://exemplo.com/artigo>. Acesso em: 10 jun. 2024.

BAISHYA, R.; BARIK, S. K. Estimation of tree biomass, carbon pool and net primary production of an old-growth *Pinus kesiya* Royle ex. Gordon forest in north-eastern India. **Annals of forest science**, v. 68, n. 1, p. 727-736, 2011.

BAKER, H. G. The evolution of weeds. **Annual review of ecology and systematics**, v. 5, n. 1, p. 1-24, nov. 1974. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000245>. Disponível em:

https://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev.es.05.110174.000245?casa_token=oNvOHpVdKIMAAAAA%3AhNbQ6K_lfVP7VE4kL8vmGnAOFpydFQTnIM6wJK5esuNM9PtqIUl9ruvAq0DcgZuNR-ZLHPvVsbtRPQ. Acesso em: 10 jun. 2024.

BANIK, B.; DEB, D.; DEB, S.; DATTA, B. K. Avaliação da biomassa e do estoque de carbono em florestas de sal (*Shorea robusta* Gaertn.) sob dois regimes de manejo em Tripura, nordeste da Índia. **Journal of forest and environmental science**, v. 34, n. 3, p. 209-223, 2018. DOI: <https://doi.org/10.7747/JFES.2018.34.3.209>. Acesso em: 10 jun. 2026.

BARATELLI, T. G. **Estudo das propriedades alelopáticas vegetais**: investigação de substâncias aleloquímicas em *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). 2006. 185 f. Dissertação (Mestrado em Química de Produtos Naturais) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <https://livrosgratis.com.br/ler-livro-online-32169/estudo-das-propriedades-alelopaticas-vegetais--investigacao-de-substancias-aleloquimicas-em-terminalia-catappa-l-combretaceae>. Acesso em: 19 maio 2026.

BARRETO, L. V.; FREITAS, A. C. S.; PAIVA, L. C. Sequestro de carbono. **Enciclopédia Biosfera, Goiânia**, v. 5, n. 7, 2009. Disponível em: <https://www.conhecer.org.br/enciclop/2009/sequestro.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2024.

BARRETTE, M.; THIFFAULT, N.; AUGER, I. Resilience of natural forests can jeopardize or enhance plantation productivity. **Forest Ecology and Management**, v. 482, p. 118872, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118872>. Acesso em: 10 jun. 2026.

BELLARD, C.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. M. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biology letters**, Reino Unido, v. 12, n. 2, p. 20150623, fev. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rsbl.2015.0623>. Acesso em: 10 jun. 2024.

BERNOUX, M.; CONCEIÇÃO, M.; CARVALHO, S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. CO₂ emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. **Global Change Biology**, v. 7, n. 7, p. 779-787, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2001.00424.x>. Acesso em: 10 jun. 2026.

BLACKBURN, T. M.; PYŠEK, P.; BACHER, S.; CARLTON, J. T.; DUNCAN, R. P.; JAROŠÍK, V.; WILSON, J. R. U.; RICHARDSON, D. M. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>. Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(11\)00093-0](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(11)00093-0). Acesso em: 14 maio 2024.

BOHRER, C. B.; SANTOS, P. M.; NASCIMENTO, M. T. Impactos das mudanças de uso e cobertura da terra em fitofisionomias da Mata Atlântica. **Ambiente & Sociedade**, v. 27, 2024.

BORÉM, R. A. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alternada de Mata Atlântica, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil. **Revista Árvore**, v. 26, p. 727–742, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622002000600012>.

BRADFORD, M. A.; BERG, B.; MAYNARD, D. S.; WIEDER, W. R.; WOOD, S. A. Understanding the dominant controls on litter decomposition. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 2, p. 229–238, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12507>.

BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de manejo do Parque Nacional da Serra de Itabaiana**. Brasília: ICMBio, 2016. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio>. Acesso em: 29 mar. 2026.

BREDIN, Y. K.; PERES, C.A.; HAUGAASEN, T. Forest type affects the capacity of Amazonian tree species to store carbon as woody biomass. **Forest Ecology and Management**, 473, 118297. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118297>. Acesso em: 10 jun. 2026.

BROOKS, T.; BALMFORD, A. Atlantic Forest extinctions. **Nature**, v. 380, p. 115, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1038/380115a0>. Acesso em: 10 jun. 2026.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H.; VON ENDE, C. N. **Field and laboratory methods for general ecology**. Vol. 4. Boston: WCB McGraw-Hill, 1998.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v. 35, p. 881–902, 1989. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestscience/35.4.881>. Acesso em: 10 jun. 2026.

BULHÕES, A. D.; CHAVES, A. D. C. G.; ALMEIDA, R. R. P. D.; RAMOS, I. A. N.; SILVA, R. A. D.; ANDRADE, A. B. A. D.; SILVA, F. T. D. Levantamento Florístico e Fitossociológico das Espécies Arbóreas do Bioma Caatinga realizado na Fazenda Várzea da Fé no Município de Pombal-PB. **Informativo Técnico do Semiárido, Mossoró**, v. 9, n. 1, p. 51-56, 2015.

CABIANCHI, G. M. **Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá, Rondônia**. 101 f. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Meio Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/64/64135/tde-05102010-144343/>. Acesso em: 12 fev. 2026.

CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R. Identificação taxonômica, métodos de amostragem e tamanho mínimo da árvore amostrada: implicações e perspectivas para estudos na Mata Atlântica brasileira. **Functional Ecosystems and Communities**, v. 1, n. 2, p. 95–104, 2007. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/303208513_Taxonomic_identification_sampling_methods_and_minimum_size_of_the_tree_sampled_implications_and_perspectives_for_studies_in_the_Brazilian_Atlantic_Rainforest. Acesso em: 15 fev. 2026.

CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W. B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. 2010. Disponível em: <https://livroaberto.ibict.br/handle/1/745>. Acesso em: 8 jul. 2024.

CAPELO, J. "**Conceitos e métodos da Fitossociologia**." Formulação contemporânea e métodos numéricos de análise da vegetação. Oeiras: Estação Florestal Nacional, Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, 2003. Disponível em: https://www.academia.edu/download/2798996/Fitos_JCapelo.pdf.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; SILVA, C. A.; CURI, N.; FREITAS, D. A. F. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 9, p. 1028–1035, set. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2010.v45.8475>. Acesso em: 10 jun. 2026.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian journal of ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, mar. 1993. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>. Acesso em: 10 jun. 2026.

COELHO, S.; CARDOSO-LEITE, E.; CASTELLO, A. C. D. Composição florística e caracterização sucessional como subsídio para conservação e manejo do PNMCBio, Sorocaba - SP. **Ciência Florestal**, [S. l.], v. 26, n. 1, p. 331-344, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509821125>. Acesso em: 19 jul. 2026

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL (CI-Brasil). Fundação SOS Mata Atlântica. Fundação Biodiversitas, IPÊ, SMA-SP & SEMAD-MG. **Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. MMA/SBF, Brasília 2000. <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/13D00176.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2026.

CRONK, Q. C. B.; FULLER, J. L. **Plant Invaders: the threat to natural ecosystems**. London: Routledge, abr. 2001. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781315071831>. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.4324/9781315071831/plant-invaders-quentin-cronk-janice-fuller>. Acesso em: 10 jun. 2024.

CZEREPKO, J.; GAWRYŚ, R.; SZYMCZYK, R.; PISAREK, W.; JANEK, M.; HAIDT, A.; CACCIATORI, C. How sensitive are epiphytic and epixylic cryptogams as indicators of forest naturalness? Testing bryophyte and lichen predictive power in stands under different management regimes in the Białowieża forest. **Ecological Indicators**, v. 125, n. 1, p. 107532. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107532>. Acesso em: 10 jun. 2026.

DANTAS, T. V. P.; RIBEIRO, A. S. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea das Areias Brancas do Parque Nacional Serra de Itabaiana/Sergipe, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 33, n. 4, p. 575-587, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbb/a/zwvT7kZbV4zn7hWc3MyPJw/>. Acesso em: 19 jul. 2026.

DELITTI, W. B. C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para análise funcional de ecossistemas terrestres. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 469-483, 1995

DEY, A.; ISLAM, M; MASUM, K.M. Above ground carbon stock through palm tree in the homegarden of Sylhet City in Bangladesh. *Journal of Forest and Environmental*, **Science**, v. 30,

n. 3, p. 293-300, 2014. DOI: <https://doi.org/10.7747/JFS.2014.30.3.293>. Acesso em: 10 jun. 2026.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

EHRENFELD, J. G. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. **Ecosystems**, v. 6, n. 6, p. 503-523, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0151-3>. Acesso em: 10 jun. 2026.

ELLENBERG, D.; MUELLER-DOMBOIS, D. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Dinâmica espaço-temporal do carbono aprisionado na fitomassa dos agroecossistemas no nordeste do Estado de São Paulo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Estoque de carbono do estrato arbóreo de cerrados no pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS, vol. 68**. Embrapa; Comunicado técnico n. 68, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1997. 212 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/330804/1/Manualdemetodosdeanalisedesolo2ed1997.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2026.

FABRICANTE, J. R.; DE ARAÚJO, K. C. T.; ALMEIDA, T. S.; SANTOS, J. P. B.; REIS, D. O. Invasive alien plants in Sergipe, north-eastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 89–104, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3897/neotropical.16.e56427>.

FABRICANTE, J. R.; ARAÚJO, K. C.; CASTRO, R. A.; COTARELLI, V. M. Banco de sementes do solo de sítios de Caatinga sob influência do Projeto de Integração do Rio São Francisco. **Scientia Plena**, São Cristóvão, v. 12, n. 4, p. 2-9, Abri. 2016. DOI: <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2016.041001>. Acesso em: 10 jun. 2026.

FALKOWSKI, P. G.; SCHLESINGER, W. H.; BOYLE, E.; CANFIELD, D.; ELMGREEN, R.; RAVEN, J. A.; et al. The global carbon cycle: a test of our knowledge of Earth as a system. **Science**, v. 290, n. 5490, p. 291-296, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.290.5490.291>. Acesso em: 20 fev. 2026.

FELFILI, J. M.; NOGUEIRA, P. E.; SILVA JÚNIOR, M. C. D.; MARIMON, B. S.; DELITTI, W. B. C. Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Água Boa – MT. **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, n. 1, p. 103–112, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000100012>. Acesso em: 10 jun. 2026.

FELFILI, J. M.; REZENDE R. P. **Conceitos e Métodos em Fitossociologia**. Brasília: Universidade de Brasília, 2003. 68 p.

FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA-NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: UFV, 2011. 556p.

FERREIRA, D. F. SISVAR: Um Sistema De Análise Computadorizada Para Projetos Do Tipo Split Plot De Efeitos Fixos. **Revista Brasileira De Biometria**, [S.l.], v. 4, pág. 529-535, dez. 2019. Disponível em: <http://www.biometria.ufla.br/index.php/BBJ/article/view/450>. Acesso em: 20 fev. 2026.

FERREIRA, M. L.; SILVA, J. L.; PEREIRA, E. E.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Produção e decomposição de serrapilheira em um fragmento de Mata Atlântica secundária de São Paulo, SP, Sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 591-600, 2014.

FERREIRA, M. L.; UCHIYANA, E. A. Litterfall assesment in a fragment of secondary tropical forest, Ibiúna, SP. **Revista Árvore**. v. 39, n. 5, p. 791–799, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000500002>. Acesso em: 10 jun. 2026.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. de. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 11–18, 2003. DOI: <https://doi.org/10.5902/198050981718>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/Wt6yw3hP7B9VynbSBtN5kjL/?lang=pt>. Acesso em: 15 fev. 2026.

FIGUEIREDO-FILHO, A.; CASTRO, G. S. de; LIMA, J. A. F.; SILVA, E. C. da; SANTOS, F. N.; MOURA, R. C. DE; SOUZA, P. A. de. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 34, n. 3, p. 621–632, 2024. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509891503>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/Wt6yw3hP7B9VynbSBtN5kjL/?lang=pt>. Acesso em: 15 fev. 2026.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2024. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 4 ago. 2023.

FRANKE, C. R.; ROCHA, P. L. B. DA; KLEIN, W.; GOMES, S. L. **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: EDUFBA, 2005. 461 p. Disponível em: https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/3014/1/mata_atlantica_e_biodiversidade%5B1%5D.pdf. Acesso em: 15 fev. 2026.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: situação da cobertura florestal no período 1995–2000. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2002. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/13d00112.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2026.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2019-2020**. SOSMA, 2021. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/dados/>. Acesso em: 18 out. 2026.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995–2000**: relatório final. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2001. Disponível em: <http://apremavi.org.br/wp-content/uploads/2022/04/mata-atlanticauma-rede-pela-floresta.pdf> Acesso em: 9 mar. 2026.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica 2023–2024**. São Paulo, 2025.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, Copenhagen, v. 4, n. 1, art. 4, p. 1–9, 2001. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Acesso em: 15 fev. 2026.

HERINGER, G.; ANGULO, E.; BALLESTEROS-MEJIA, L.; CAPINHA, C.; COURCHAMP, F.; DIAGNE, C.; DUBOSCQ-CARRA, V. G.; NÚÑEZ, M. A.; ZENNI, R. D. The economic costs of biological invasions in Central and South America: a first regional assessment. **NeoBiota**, v. 67, p. 401-426, jul. 2021. DOI: <https://dx.doi.org/10.3897/neobiota.67.59193>. Disponível em: <https://neobiota.pensoft.net/article/59193/>. Acesso em: 10 jun. 2024.

HOUGHTON, R. A. The worldwide extent of land-use change. **BioScience**, [S. l.], v. 44, n. 5, p. 305-313, 1994. DOI: <https://doi.org/10.2307/1312380>. Acesso em: 19 jul. 2026.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, v. 29, p. 151–154, 1970. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](https://doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4). Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Acesso em: 15 fev. 2026.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **Amburana cearensis**. 2024. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T32291A9687595.en> . Acesso em: 10 jun. 2026.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion**. Invasive Species Specialist Group, v. 31, n. 32, p. 28-42, 1999. Disponível em: <https://www.iucn.org/resources/publications/iucn-guidelines-prevention-biodiversity-loss-due-biological-invasion>. Acesso em: 15 fev. 2026.

INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES (IPBES). **Relatório de avaliação global sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos da Plataforma Intergovernamental de Políticas Científicas sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. Editores: E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, H. T. Ngo. Bonn: Secretariado do IPBES, 2019. 1148 p. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>. Disponível em: <https://www.ipbes.net/global-assessment>. Acesso em: 19 jul. 2026.

JOLY, C. A.; ASSIS, M. A.; BERNACCI, L. C.; TAMASHIRO, J. Y.; CAMPOS, M. C. R. de; GOMES, J. A. M. A.; LACERDA, M. S.; SANTOS, F. A. M. dos; PEDRONI, F.; PEREIRA, L. S. de; PADGURSCHI, M. C. G.; PRATA, E. M. B.; RAMOS, E.; TORRES, R. B.;

ROCHELLE, A.; MARTINS, F. R.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A.; CAMARGO, P. B. de; AIDAR, M. P. M.; EISENLOHR, P. V.; SIMÕES, E.; VILLANI, J. P.; BELINELLO, R. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 123–145, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000100012>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/hKzRPp64WxR7CtM8d5C9Snd/>. Acesso em: 15 fev. 2026

KAO-KNIFFIN, J.; FREYRE, D. S.; BALSER, T. C. Methane dynamics across wetland plant species. *Aquatic Botany*, v. 93, n. 2, p. 107–113, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.03.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304377010000446>. Acesso em: 15 fev. 2026.

KEANE, R. M.; CRAWLEY, M. J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 4, p. 164-170, abr. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02499-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02499-0). Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(02\)02499-0?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS0169534702024990%3Fshowall%3Dtrue](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(02)02499-0?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS0169534702024990%3Fshowall%3Dtrue). Acesso em: 10 maio 2026.

KURTZ, B. C.; DE ARAÚJO, D. S. D. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 51, n. 78-79, p. 69–112, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860200051787903>. Disponível em: http://old.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2175-78602000000100069. Acesso em: 15 fev. 2026.

LAL, R. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences*, v. 363, n. 1492, p. 815-830, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>. Acesso em: 20 fev. 2026.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Paulo: Ed. Pedagógica e Universitária Ltda, 2000. 320p.

LEITE, V. D. P. O. **Transporte de CO₂ no sistema solo-planta-atmosfera**. 2010. 83 f. Dissertação (Mestrado em Física Aplicada) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2010. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/89859>. Acesso em: 14 maio 2026.

LIAO, C.; PENG, R.; LUO, Y.; ZHOU, X.; WU, X.; FANG, C.; CHEN, J.; LI, B. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. **New Phytologist**, v. 177, n. 3, p. 706–714, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02290.x>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1469-8137.2007.02290.x>. Acesso em: 15 fev. 2026.

LIMA, R. A. F.; OLIVEIRA, A. A.; PIMENTEL, T. P.; MARTINS, F. R.; SILVA, I. R.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; et al. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest. **Nature Communications**, v. 11, art. 6347, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20217-w>. Acesso em: 20 fev. 2026.

LIMA, R. B. de A. *et al.* Potencial regenerativo de espécies arbóreas em fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [S. l.], v. 12, n. 4, p. 666-673, 2017. DOI: 10.18378/rvads.v12i4.5002. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7161844>. Acesso em: 19 jul. 2026.

LONDON STOCK EXCHANGE. **Carbon market data**: carbon prices and trading information. London: London Stock Exchange Group, 2025. Disponível em: <https://www.londonstockexchange.com>. Acesso em: 19 jul. 2026.

MACHADO, A.; MARTINS, A. P. M.; SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; WOJCIECHOWSKI, J.; MACHADO, S. do A.; SANTOS, R.; LANDIM, I. A. M. Dinâmica do volume, biomassa e carbono na Mata Atlântica por ferramenta de detecção de mudanças. **Nativa**, v. 7, n. 4, p. 437-444, 2019. DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i4.6935>. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/6935>. Acesso em: 15 fev. 2026.

MACHADO, L.P. **Impacto de Terminalia catappa L. na regeneração de restinga no sul do Brasil**. 2019. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) — Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Florianópolis, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/215757>. Acesso em: 14 maio 2026.

MACHADO, M. A. B. L.; DE CARVALHO CHAVES, L. D. F.; NETO, J. L. R.; DE LYRA LEMOS, R. P. Florística do estrato arbóreo de fragmentos da Mata Atlântica do Nordeste oriental, município de Coruripe, Alagoas, Brasil. **Revista Ouricuri**, v. 2, n. 2, p. 55-72, 2012. Disponível em: <https://seer.univasf.edu.br/index.php/ouricuri/article/view/89>. Acesso em: 15 fev. 2026.

MADAPURI, G. N.; AZWAR, H. N.; HASYIM, M. A. Estimation of CO₂ absorption, biomass, and carbon deposit the trees on the street city of Malang. **Journal of Multidisciplinary Applied Natural Science**, v. 1, n. 1, p. 18-24, 2021. DOI: <https://doi.org/10.47352/jmans.v1i1.5>. Disponível em: <https://journal.pandawainstitute.com/index.php/jmans/article/view/5>. Acesso em: 15 fev. 2026.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MAPBIOMAS. **Coleção 10**: uso e cobertura da terra no Brasil. São Paulo: MapBiomass, 2024. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 26 mar. 2026.

MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 83-96, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ea/a/fXZzdm68cnzdt6Khr8zYx3L/?lang=pt&format=html>. Acesso em: 19 jul. 2026.

MARENGO, J. A.; VALVERDE, M. C. Caracterização do clima no Século XX e cenários de mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. **Revista Multiciência**, [S. l.], n. 8, 2007. Disponível em: https://scholar.google.com/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%2C5&q=MARENGO%2C+J.+A.%3B+VALVERDE%2C+M.+C.+Caracteriz+o%3A%7C%3A3o+do+clima+no+S%3A%9culo+XX+e+cen%3A%1rios+de+mudan%3A%7as+de+clima+para+o+Brasil+no+S%3A%9culo+XXI+usando+os+modelos+do+I

PCC-AR4.+Revista+Multici%C3%A2ncia%2C+n.+8%2C+2007&btnG=. Acesso em: 19 jul. 2026.

MARIZ, A. F. **Impacto das espécies exóticas invasoras sobre a biodiversidade vegetal: um estudo de caso na Unidade de Conservação ARIE “Matinha do Pici”, Fortaleza-CE.** 2018. 91 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Ambientais) — Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/44786>. Acesso em: 14 maio 2026.

MATOS, F. S. **Folha seca: introdução à fisiologia vegetal.** São Paulo: Editora Appris, 2020.

MATTHES, L. A. F.; MARTINS, F. R. Conceitos em Sucessão Ecológica. **Sociedade Brasileira de Floricultura e Plantas Ornamentais**, v. 2, n. 2, p. 19-32, 1996. DOI: <https://doi.org/10.14295/rbho.v2i2.122>. Disponível em: <https://ornamentalhorticulture.com.br/rbho/article/view/122>. Acesso em: 15 fev. 2026.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.003>. Acesso em: 20 fev. 2026.

MIELKE, E. C.; NEGRELLE, R. R. B.; CUQUEL, F. L.; LIMA, W. P. Espécies exóticas invasoras arbóreas no Parque da Barreirinha em Curitiba: registro e implicações. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 2, p. 327–336, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509818451>. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/534/53439559006.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2026.

MORENO, M. R.; NASCIMENTO, M. T.; KURTZ, B. C. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 3, p. 371–386, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000300005>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/zgQyTWsRjX8qFyX7BB6bpxQ/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 15 fev. 2026.

MORO, M. F.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; QUEIROZ, L. P.; FRAGA, C. N.; RODAL, M. J. N.; ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991–999, dez. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000400029>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/cBhXmyfPG33XPdfRxxFWnyh/?lang=pt>. Acesso em: 10 jun. 2024.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology.** London: John Wiley & Sons, 1974.

NARCIZO, A. T.; BRAGA, J. M. A.; SARTORI, R. A. Impact of exotic tree species on the natural regeneration of an urban restinga forest. **Trees**, v. 37, n. 6, p. 1643–1655, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00468-023-02449-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-023-02449-7>. Acesso em: 15 fev. 2026.

NASCIMENTO, A. F. J.; SILVA, T. O.; ARAÚJO FILHO, R. N.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; PEDROTTI, A.; GONZAGA, M. I. S.; PISCOYA, V. C. Produção e aporte de carbono, nitrogênio e fósforo na serapilheira foliar do Parque Nacional Serra de Itabaiana. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 1, p. 35–46, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509831573>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/tWyhngt5354DpsyMbCDdskk/?lang=pt>. Acesso em: 15 fev. 2026.

NASCIMENTO, L. M. D.; RODAL, M. J. N. Fisionomia e estrutura de uma floresta estacional montana do maciço da Borborema, Pernambuco-Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, [S. l.], v. 31, n. 1, p. 27-39, 2008.

NOGUEIRA, E. M. **Densidade de madeira e alometria em árvores de florestas do “arco do desmatamento”**: implicações para biomassa e emissão de carbono a partir de mudanças de uso da terra na Amazônia brasileira. 2008. 1 v. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Tropical Forest Science Program, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Manaus, 2008.

MATIAS, M. I. A. S.; SANTOS, M. B.; SILVA, R. R.; SOUZA, J. R.; OLIVEIRA, L. S.; COSTA, E. N. Biocarvão de bucha de dendê (palma de óleo) na produção de mudas de cupuaçu. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 13, n. 4, p. 62-72, 2022. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.004.0006>. Acesso em: 10 jun. 2026.

OLIVEIRA-COSTA, J.; SOUZA, R. Organização geossistêmica e invasões por *Acacia* sp. (Fabaceae: Mimosoideae) na Bacia Hidrográfica do Rio Arouce. Do natural, do introduzido e de suas interações: esboço teórico-metodológico. **Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, v. 1, n. 8, p. 145-169, dez. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.17127/got/2015.8.008>. Disponível em: <http://cegot.org/ojs/index.php/GOT/article/view/2015.08.008>. Acesso em: 10 jun. 2024.

PANAGIOTOPOULOS, K.; HOLTVOETH, J.; KOULI, K.; MARINOVA, E.; FRANCKE, A.; CVETKOSKA, A. Insights into the evolution of the young Lake Ohrid ecosystem and vegetation succession from a southern European refugium during the Early Pleistocene. **Quaternary Science Reviews**, v. 227, p. 106044, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2019.106044>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0277379120301802>. Acesso em: 15 fev. 2026.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. 372 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1024082/servicos-ambientais-em-sistemas-agricolas-e-florestais-do-bioma-mata-atlantica>. Acesso em: 15 fev. 2026.

PEREIRA FILHO, G. A.; FRANÇA, F. G. R.; ALVES, R. R. N.; VASCONCELLOS, A. (Eds.). Animal Biodiversity and Conservation in Brazil's Northern Atlantic Forest. **Cham: Springer International Publishing**, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-031-21287-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-031-21287-1>. Acesso em: 15 fev. 2026.

PERES, C. A.; BARLOW, J.; LAURANCE, W. F. Biodiversity conservation in human-modified tropical forests. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2319-2327, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.021>. Acesso em: 20 fev. 2026.

PIELOU, U. C. **Mathematical diversity**. New York: John Wiley e Sons, 1977.

PLUCÊNIO, R. M. **Invasão biológica em restinga – o estudo de caso de Terminalia catappa L. (Combretaceae)**. 2011. 1.548 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Biologia) — Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Florianópolis, 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/132616>. Acesso em: 14 maio 2026.

QURESHI, A.; PARIVA, B. R.; HUSSAIN, S. A. A review of protocols used for assessment of carbon stock in forested landscapes. **Environmental Science & Policy**, v. 16, p. 81–89, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.11.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901111001467>. Acesso em: 15 fev. 2026.

REDE MATA ATLÂNTICA (RMA). **Mata Atlântica: uma rede pela floresta**. Brasília: Globaltec Produções Gráficas Ltda, 2006. Disponível em: <https://apremavi.org.br/wp-content/uploads/2022/04/mata-atlanticauma-rede-pela-floresta.pdf>. Acesso em: 9 mar. 2026.

REISCH, R. D. N. O potencial brasileiro para gerar créditos de carbono através da conservação florestal, reflorestamento e produção agrícola sustentável. **Revista de Geografia Física e Meio Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 3, p. 2-26, 2021. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/humboldt/article/view/61662>. Acesso em: 20 fev. 2026.

RÉNYI, Alfréd. On measures of entropy and information. In: NEYMAN, J. (Ed.). **Proceedings of the Fourth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability**, Berkeley, CA: University of California Press, 1961. v. 1, p. 547-561. Disponível em: <https://projecteuclid.org/ebooks/berkeley-symposium-on-mathematical-statistics-and-probability/On-Measures-of-Entropy-and-Information/chapter/On-Measures-of-Entropy-and-Information/bsmsp/1200512181>. Acesso em: 20 fev. 2026.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. 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. 1141–1153, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320709000974>. Acesso em: 20 fev. 2026.

RICHARDSON, D. M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and distributions**, v. 6, n. 2, p. 93-107, dez. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>. Acesso em: 10 jun. 2024.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento**. Recuperação de Áreas

Degradadas. Tradução . Viçosa: UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p. 203-215.

SALATI, E. Emissão x sequestro de CO₂ – uma nova oportunidade de negócios para o Brasil. In: SEMINÁRIO Emissão x Sequestro de CO₂ – Uma nova oportunidade de negócios para o Brasil, Rio de Janeiro, 1994. **Anais**[...] Rio de Janeiro: Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), 1994. p. 15–37. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/acervo/livros/emissao-x-sequestro-de-co2-uma-nova-oportunidade-de-negocios-para-o-brasil>. Acesso em: 20 fev. 2026.

SALATI, E.; SANTOS, Â. A.; KLABIN, I. Temas ambientais relevantes. **Estudos avançados**, v. 20, n. 56, p. 107-127, abr. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142006000100009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ea/a/8Qy3NmjJX4y7TpfCkx7XpgR/?lang=pt>. Acesso em: 10 jun. 2024.

SALES, G. S. D. **Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação brasileiras**: estudo de caso da *Terminalia catappa* L. [S. l.]: [s. n.], 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/59472>. Acesso em: 19 jul. 2026.

SAMBUICHI, R. H. R. Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (Mata Atlântica raleada sobre plantação de cacau) na região sul da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, n. 1, p. 89–101, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000100011>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/L8gZ8Z6Zx7xy69fQfyzk6bh/>. Acesso em: 20 fev. 2026.

SANCHES, J. H. **Potencial invasor do chapéu-de-sol (*Terminalia catappa* L.) em área de restinga**. 2009. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

SANTOS, A. I.; CALAFATE, L. Espécies invasoras. **Revista de Ciência Elementar**, v. 6, n. 1, p. 1-5. mar. 2018. DOI: <http://doi.org/10.24927/rce2018.004>. Disponível em: <https://rce.casadasciencias.org/rceapp/art/2018/004/>. Acesso em: 10 jun. 2024.

SANTOS, J. P. B.; FABRICANTE, J. R. Estrutura populacional e efeitos da exótica invasora amendoeira-índia sobre a vegetação autóctone de uma restinga. **Biologia Neotropical & Conservação**, [S. l.], v. 4, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4013/nbc.2018.134.03>. Acesso em: 19 jul. 2026

SANTOS, M. F. **Caracterização química e atividade alelopática in silico e in vitro do óleo essencial das folhas de *Syzygium cumini* (L.) Skeels**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Farmácia) — Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal do Amazonas, Itacoatiara, 2024. Disponível em: <http://riu.ufam.edu.br/handle/prefix/7538>. Acesso em: 20 fev. 2026.

SCHEER, M. B. *et al.* Nutrient fluxes in litterfall of a secondary successional alluvial rain forest in southern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, San José, v. 59, n. 4, p. 1869-1882, dez. 2011. Disponível em: https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442011000400036&script=sci_arttext&tlng=en. Acesso em: 19 jul. 2026.

SCHEER, M. B.; GATTI, G. A.; WISNIEWSKI, C. Nutrient fluxes in litterfall of a secondary successional alluvial rain forest in Southern Brazil. **Revista de Biología Tropical, San José**, v. 59, n. 4, p. 1869–1882, 2011.

SHANNON, C. E.; WEAVER W. **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana: University Illinois Press. 1949.

SILVA, J. M.; MOURA, C. H. R. Análise da vegetação de um remanescente de Floresta Atlântica: subsídios para o projeto paisagístico. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, Recife, v. 9, n. 1, p. 2-24, 2021.

SINISGALLI, P. A. A.; SOUSA JR., W. C. Serviços ecossistêmicos. **Diálogos Socioambientais**, v. 3, n. 07, p. 5–7, 2020. Disponível em: <https://periodicos.ufabc.edu.br/index.php/dialogossocioambientais/article/view/294>. Acesso em: 20 fev. 2026.

SOBRAL, I. S.; SANTANA, R. K. de O.; GOMES, L. J.; COSTA, M.; RIBEIRO, G. T.; DOS SANTOS, J. R. Avaliação dos impactos ambientais no Parque Nacional Serra de Itabaiana – SE. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 8, n. 24, p. 102–110, dez. 2007. DOI: <https://doi.org/10.14393/RCG82415713>. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/15713>. Acesso em: 20 fev. 2026.

SOUSA-NETO, E. R.; LINS, S. R. M.; MARTINS, S. C.; PICCOLO, M. de C.; FERREIRA, M. L.; CAMARGO, P. B.; DO CARMO, J. B.; MAZZI, E. A.; HOULTON, B. Z.; MARTINELLI, L. A. Litterfall mass and nutrient fluxes over an altitudinal gradient in the coastal Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 4, p. 261–269, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467417000207>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/abs/litterfall-mass-and-nutrient-fluxes-over-an-altitudinal-gradient-in-the-coastal-atlantic-forest-brazil/24E77132E7573D638C44D996AFA915E9>. Acesso em: 20 fev. 2026.

STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S. E.; FETZER, I.; BENNETT, E. M.; BIGGS, R.; CARPENTER, S. R.; VAN DER VRIES, W.; WIT, C. A.; FOLKE, C.; GERTEN, D.; HEINKE, J.; MACE, G. M.; PERSSON, L. M.; RAMANATHAN, V.; REYERS, B.; SORLIN, S. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1259855>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1259855>. Acesso em: 20 fev. 2026.

SU, X.; LI, S.; WAN, X.; HUANG, Z.; LIU, B.; FU, S.; KUMAR, P.; CHEN, Y. H. Understory vegetation dynamics of Chinese fir plantations and natural secondary forests in subtropical China. **Forest Ecology and Management**, v. 483, p. 118750, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118750>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112720309075>. Acesso em: 20 fev. 2026.

TAHROUDI, M. N. *et al.* Comprehensive global assessment of precipitation trend and pattern variability considering their distribution dynamics. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 15, 22458,

2025. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-06050-5>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-025-06050-5>. Acesso em: 19 jul. 2026.

THOMAS, W. W.; JARDIM, J. G.; FIASCHI, P.; MARIANO NETO, E.; AMORIM, A. M. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma área transicional de Floresta Atlântica no sul da Bahia, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 32, p. 65–78, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/XkQfFz9YBfH5Z6mZcPK9Rnv/?lang=en>. Acesso em: 20 fev. 2026

TOSCAN, M. A. G.; GUIMARÃES, A. T. B.; TEMPONI, L. G. Caracterização da produção de serapilheira e da chuva de sementes em uma reserva de floresta estacional semidecidual, Paraná. **Ciência Floresta**, v. 27, n. 2, p. 415–427, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509827725>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/GyXyMvzYyRZ6tPq7Mk7qYBf/?lang=pt>. Acesso em: 20 fev. 2026.

TÓTHMÉRÉSZ, B. Comparison of different methods for diversity ordering. **Journal of Vegetation Science**, v. 6, n. 2, p. 283–290, abri.1995. DOI: <https://doi.org/10.2307/3236223>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/3236223>. Acesso em: 20 fev. 2026.

TUKEY, J. W. A quick, compact, two-sample test to Duckworth's specifications. **Technometrics**, v. 1, n. 1, p. 31–48, 1959. DOI: <https://doi.org/10.2307/1266308>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/1266308>. Acesso em: 20 fev. 2026.

WATZLAWICK, L. F.; EBLING, A. A.; RODRIGUES, A. L.; VERES, Q. L.; LIMA, A. M. Variação nos teores de carbono orgânico em espécies arbóreas da floresta ombrófila mista. **Floresta e Ambiente**, v. 8, n. 3, p. 248–258, 2011. DOI: <https://doi.org/10.4322/loram.2011.045>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/loram/a/FwH5yDh9N6P3vRt6jhbQz5k/?lang=pt>. Acesso em: 20 fev. 2026.

WILLIAMSON, M.; GRIFFITHS, B. **Biological invasions**. London: Springer, 1996. Disponível em: <https://www.fundacaosmataatlantica.org.br>. Acesso em: 5 set. 2024.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467–1476, 1988. DOI: <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>. Acesso em: 20 fev. 2026.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. M. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, v. 5, n. 2, p. 8–15, 2007. Disponível em: https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/822757/mod_resource/content/1/Ziller%20-%20Zalba%202020-%20Natureza%20e%20Conservacao%202007%20Portugu%C3%A9s.pdf. Acesso em: 20 fev. 2026.

ZENNI, R. D.; HERINGER, G.; KRAUSEN, T.; VIDAL, J. M.; LEMOS, L. F.; SILVA, M. B.; et al. The economic costs of biological invasions around the world. **NeoBiota**, v. 67, p. 1,

jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.69971>. Disponível em: <https://neobiota.pensoft.net/article/69971/>. Acesso em: 10 jun. 2024.

ZHANG, W.; CHEN, B. Environment patterns and influential factors of biological invasions: a worldwide survey. **Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences**, v. 1, n. 1, p. 1-14, 2011. Disponível em: <https://www.iaees.org/publications/journals/proceedings-of-the-international-academy-of-ecology-and-environmental-sciences>. Acesso em: 20 fev. 2026