

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CAMPUS DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PROTEÇÃO DE PLANTAS

Kleyton Rezende Ferreira

**Efeito da mudança do uso do solo sobre a comunidade de besouros Melolonthidae
(Coleoptera: Scarabaeoidea) em ecossistemas de florestas tropicais**

Rio Largo, AL
2025

KLEYTON REZENDE FERREIRA

**Efeito da mudança do uso do solo sobre a comunidade de besouros Melolonthidae
(Coleoptera: Scarabaeoidea) em ecossistemas de florestas tropicais**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Proteção de Plantas, do Campus de
Engenharias e Ciências Agrárias, da Universidade
Federal de Alagoas, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Doutor em Proteção de
Plantas.

Orientador: Dr. Elio Cesar Guzzo
Coorientador: Dr. César Murilo de Albuquerque Correa
Coorientador: Dr. Fernando Zagury Vaz de Mello

Rio Largo, AL
2025

Catálogo na Fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Campus de Engenharias e Ciências Agrárias
Bibliotecário Responsável: Erisson Rodrigues de Santana - CRB4 - 1512

F383e Ferreira, Kleyton Rezende.

Efeito da mudança do uso do solo sobre a comunidade de besouros Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) em ecossistemas de florestas tropicais. / Kleyton Rezende Ferreira. – 2025.

116f.: il.

Orientador(a): Elio Cesar Guzzo.

Coorientadores(as): César Murilo de Albuquerque
Correa; Fernando Zagury Vaz de Mello.

Tese (Doutorado em Proteção de plantas) – Programa de Pós-Graduação em Proteção de plantas, Campus de Engenharias e Ciências Agrárias, Universidade Federal de Alagoas. Rio Largo, 2025.

Inclui bibliografia

1. Comunidade ecológica. 2. Ecologia de paisagem. 3. Pragas de culturas. 4. Serviços ecossistêmico. 5. Floresta tropical. I. Título.

CDU: 632.9

KLEYTON REZENDE FERREIRA

**Efeito da mudança do uso do solo sobre a comunidade de besouros Melolonthidae
(Coleoptera: Scarabaeoidea) em ecossistemas de florestas tropicais**

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Proteção de Plantas, do Campus de Engenharias e Ciências Agrárias, da Universidade Federal de Alagoas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Proteção de Plantas.

Aprovado em: 12/03/2025

Prof. Dr. Elio Cesar Guzzo – Embrapa Tabuleiros Costeiros
(Orientador)

Banca examinadora:

Profa. Dra. Mariana Oliveira Breda – Universidade Federal de Alagoas

Prof. Dr. Maurício Silva de Lima – Universidade Federal de Alagoas

Prof. Dr. Paschoal Coelho Grossi – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Rio Largo, AL
2025

Dedico a Deus, meu pai (*in memoriam*), minha mãe e todos que me apoiaram de alguma forma para que eu chegasse até aqui.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por minha vida, pela minha saúde e pela minha sabedoria. Sem Deus em minha vida, eu não poderia dar minha pequena contribuição à ciência e ao aprendizado de meus alunos.

Aos meus pais, Valdir Fernandes Ferreira (*in memoriam*) e Rosa Maria Rezende, por serem um exemplo de vida e por sempre incentivarem os meus sonhos.

Ao meu irmão Cléber Rezende Ferreira, pela parceria de sempre.

À Universidade Federal de Alagoas e ao Programa de Pós-graduação em Proteção de Plantas, pelo suporte físico e técnico para a execução de todo o doutorado.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso (IFMT), Campus Juína, local onde tenho orgulho de trabalhar e que me oportunizou através da Portaria 1003/2021 - RTR-SRDA/RTR-CG/RTR-GAB/RTR/IFMT, de 11 de maio de 2021, o afastamento integral de minhas atividades docentes, que me proporcionou um tempo maior de dedicação para a minha capacitação nesse doutorado. Agradeço também ao IFMT- Campus Juína pelo suporte físico, as estruturas do laboratório de ciências biológicas me ajudaram muito para que eu desempenhasse com êxito os trabalhos de triagem e morfotipagem dos materiais biológicos coletados no campo.

Aos doze produtores rurais do município de Juína, por cederem as áreas com plantio de café, pupunha e pastagem, para que eu pudesse realizar a coleta dos insetos.

À Universidade Federal de Mato Grosso, juntamente com o Laboratório da Seção de Entomologia da Coleção Zoológica, que me proporcionou o espaço para montagem e conservação dos insetos coletados no Brasil.

À Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, juntamente com o Scaralab - Laboratório de Bioecologia de Scarabaeoidea, pelo suporte nas análises dos dados do capítulo 2 dessa tese.

À Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), através do Programa de Doutorado Sanduíche no Exterior (PDSE)- Edital nº 44/2022 - Seleção 2023- processo 88881.846405/2023-01, pela concessão de uma bolsa de estudo em período de 10 meses para execução de parte do meu doutorado no México com convênio com a Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)- Facultad de Estudios Superiores Iztacala.

À Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)- Facultad de Estudios Superiores Iztacala, juntamente ao LabeMUNDO- Laboratorio de Ecología en un Mundo Cambiante, por toda estrutura física e suporte técnico.

Ao Dr. Andrés Ramírez Ponce e ao Dr. Éder Farid Mora Aguilar, amigos e pesquisadores do Instituto de Ecología, A.C. (Inecol), em Xalapa, México, pelo suporte técnico indispensável na montagem e identificação das espécies de Melolonthidae. Agradecemos também ao próprio Inecol pela generosa disponibilização da infraestrutura laboratorial, essencial para a realização das análises neste estudo.

Quero expressar minha mais sincera gratidão ao México, um país que me acolheu calorosamente e me proporcionou uma experiência inesquecível. Essa experiência no México foi transformadora, tanto profissional quanto pessoalmente, e levo comigo lembranças e amizades que sempre guardarei com carinho.

Ao meu orientador, Dr. Elio Cesar Guzzo, pela disponibilidade, atenção, paciência, dedicação e profissionalismo, principalmente pela confiança que tem dado a mim em todas as etapas desse doutorado.

Ao meu coorientador e estimado amigo César Murilo de Albuquerque Correa, por idealizar o desenho amostral do projeto dessa tese que foi realizado no Brasil, por ter me ajudado nas análises estatística e nas revisões de todos os capítulos dessa tese. Além disso ao César gostaria de agradecer pela amizade de mais de 16 anos, a todos os momentos, de alegrias e tristezas que estivemos juntos. Agradeço por essa relação de amizade e profissionalismo!

Ao meu coorientador Fernando Zagury Vaz-de-Mello, pela identificação dos insetos e revisão dos artigos dessa tese. Agradeço por sua amizade e palavras de apoio quando estive em Cuiabá.

Ao meu supervisor do doutorado sanduíche, Renato Portela Salamão, pela contribuição inestimável em todos os capítulos dessa tese. Agradeço pela amizade, palavras de apoio, recepção e por tudo mesmo que ele fez por mim, enquanto estive no México, obrigado Renato.

A meus queridos amigos Samuel Savaris, Ivan Silva, Iziane Souza e Eduarda Fantin, pela ajuda em campo e no laboratório em Juína-MT.

A todos meus companheiros de trabalho do IFMT-Campus Juína, por toda ajuda no processo de transição do início do doutorado até o afastamento integral, processo que levou 5 meses.

A todo o quadro docente do Programa de Pós-Graduação em Proteção de Plantas, pelos conhecimentos transferidos.

RESUMO GERAL

A conversão de florestas tropicais em pastagens e cultivos agrícolas representa uma ameaça significativa à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos. Besouros da família Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) desempenham papéis ecológicos essenciais e são sensíveis a mudanças ambientais, tornando-se bioindicadores valiosos para avaliar os impactos das transformações na paisagem. Este estudo investiga como o uso do solo, parâmetros da paisagem e gradientes altitudinais influenciam a riqueza, abundância e biomassa das assembleias de Melolonthidae em diferentes ecossistemas tropicais. As coletas foram realizadas em florestas, pastagens e cultivos agrícolas (pupunha e café) na Amazônia e em florestas montanas do México. No total, 3.586 indivíduos de 72 espécies foram coletados ao longo de 12 meses na Amazônia, enquanto 509 espécimes de 41 espécies foram registrados no México. Os remanescentes florestais sustentaram maior riqueza de espécies, especialmente de Rutelinae, enquanto pastagens favoreceram a abundância e biomassa de Dynastinae e Melolonthinae, indicando o potencial desses grupos como pragas agrícolas. Plantações de café apresentaram a menor diversidade e abundância de besouros. A cobertura florestal foi o principal fator positivo para a riqueza de espécies, enquanto a densidade de bordas influenciou a abundância total da assembleia. Além disso, a diversidade da paisagem aumentou a abundância de Dynastinae e Rutelinae. No gradiente altitudinal da Reserva da Biosfera Los Tuxtlas, a riqueza e a abundância aumentaram com a elevação na floresta, mas não apresentaram relação nas pastagens. A diversidade beta foi semelhante entre os sistemas, sugerindo substituição de espécies ao longo da altitude, independentemente do uso do solo. Os resultados indicam que a conversão de florestas altera a estrutura das comunidades de Melolonthidae, reduzindo a diversidade e modificando os padrões de abundância. Além de fornecer insights para a conservação da biodiversidade, este estudo tem implicações diretas para a proteção de plantas, pois identifica habitats onde determinadas espécies de melolontídeos podem se tornar pragas agrícolas. Estratégias de manejo devem equilibrar a conservação de grandes fragmentos florestais e a diversificação da paisagem para mitigar os impactos de pragas associadas à conversão do solo. A compreensão dos efeitos das mudanças ambientais sobre as assembleias de Melolonthidae é fundamental para o manejo sustentável da biodiversidade e a proteção de cultivos em paisagens tropicais impactadas pela atividade humana.

Palavras-chave: Comunidade ecológica. Ecologia de paisagem. Pragas de culturas. Serviços ecossistêmico. Manejo ecológico.

EFFECT OF LAND USE CHANGE ON THE MELOLONTHIDAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) BEETLE COMMUNITY IN TROPICAL FOREST ECOSYSTEMS

GENERAL ABSTRACT

The conversion of tropical forests into pastures and agricultural crops poses a significant threat to biodiversity and ecosystem services. Beetles of the family Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) play essential ecological roles and are sensitive to environmental changes, making them valuable bioindicators for assessing the impacts of landscape transformations. This study investigates how land use, landscape parameters, and altitudinal gradients influence the species richness, abundance, and biomass of Melolonthidae assemblages in different tropical ecosystems. Sampling was conducted in forests, pastures, and agricultural crops (peach palm and coffee) in the Amazon and montane forests of Mexico. In total, 3,586 individuals from 72 species were collected over 12 months in the Brazilian Amazon, while 509 specimens from 41 species were recorded in Mexico. Forest remnants supported greater species richness, especially of Rutelinae, while pastures favored the abundance and biomass of Dynastinae and Melolonthinae, indicating the potential of these groups as agricultural pests. Coffee plantations exhibited the lowest beetle diversity and abundance. Forest cover was the main positive factor for species richness, while edge density influenced total assemblage abundance. Additionally, landscape diversity increased the abundance of Dynastinae and Rutelinae. Along the altitudinal gradient of the Los Tuxtlas Biosphere Reserve, species richness and abundance increased with elevation in forests but showed no relationship in pastures. Beta diversity was similar between systems, suggesting species turnover along the altitude gradient, regardless of land use. The results indicate that forest conversion alters the structure of Melolonthidae communities, reducing diversity and modifying abundance patterns. Beyond providing insights for biodiversity conservation, this study has direct implications for plant protection, as it identifies habitats where certain Melolonthidae species may become agricultural pests. Management strategies should balance the conservation of large forest fragments and landscape diversification to mitigate the impacts of pests associated with land conversion. Understanding the effects of environmental changes on Melolonthidae assemblages is crucial for the sustainable management of biodiversity and crop protection in tropical landscapes affected by human activities.

Keywords: Ecological community. Landscape ecology. Crop pests. Ecosystem services. Ecological management.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - (A) Mapa do Brasil, destacando o estado de Mato Grosso e o município de Juína. (B) Representação da área de estudo localizada no município de Juína-MT. (C) Representação detalhada da área de estudo, indicando os pontos de coleta nos diferentes habitats.	42
Figura 2 - Armadilha luminosa tipo "Luiz-de-Queiroz".	44
Figura 3 - Riqueza média e abundância média de espécies, e biomassa média da assembleia de besouros Melolonthidae (A, E e I) e suas subfamílias Dynastinae (B, F e J), Melolonthinae (C, G e K) e Rutelinae (D, H e L) amostradas em diferentes habitats na Floresta Amazônica. Letras diferentes acima das barras indicam diferenças estatísticas entre os tipos de habitat ($p < 0,05$). As barras de erro representam $\pm$ erro padrão.	51
Figura 4 - Resultados da escala multidimensional não métrica (NMDS) construídos a partir de matrizes de Bray-Curtis para a assembleia de besouros Melolonthidae e suas subfamílias Dynastinae, Melolonthinae e Rutelinae, amostradas em diferentes tipos de habitat na Floresta Amazônica.	52
Figura 5 - A) Local de estudo localizado no município de Juína, Estado de Mato Grosso, Brasil; B e C) locais de estudo, abrangendo quatro habitats comuns da região (floresta nativa, plantações de pupunha e café, pastagens); D) Exemplo de buffers com raio de 300 m.	72
Figura 6 - Regressões significativas ($p < 0,05$) entre variáveis da paisagem e variáveis de resposta (Riqueza e Abundância). Os pontos pretos representam os 16 locais onde besouros Melolonthidae foram amostrados na Amazônia brasileira, enquanto as sombras cinzas indicam os intervalos de confiança de 95%.	81
Figura 7 - Distribuição do percentual de contribuições independentes dos preditores da paisagem sobre as assembleias de besouros Melolonthidae em 16 locais de amostragem na Amazônia brasileira. O eixo x representa o percentual de contribuições independentes (IC%). A barra cinza clara indica os efeitos significativos ($\alpha = 0,05$) estabelecidos por testes randomizados com 1000 randomizações. ED – densidade de borda; FC – cobertura florestal; LD – diversidade da paisagem.	82
Figura 8 - Distribuição geográfica e altitudinal dos pontos de amostragem na Reserva da Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, México. (a) Mapa do México com divisões estaduais, destacando o estado de Veracruz. (b) Localização da Reserva da Biosfera Los Tuxtlas dentro de Veracruz. (c) Imagem de satélite da área de estudo mostrando a distribuição dos pontos de amostragem e suas respectivas altitudes. (d) Mapa altitudinal da área de estudo, destacando as variações do relevo e a posição dos pontos de amostragem ao longo do gradiente altitudinal.	97
Figura 9 - Relação entre altitude e abundância total, abundância de Melolonthinae, abundância de Rutelinae (a-c), riqueza total de espécies e riqueza de Rutelinae (d-e) em ecossistemas florestais.	104
Figura 10 - Relação entre altitude e abundância de Rutelinae em ecossistemas de pastagem.	104
Figura 11 - Dissimilaridade (A), substituição de espécies (B) e diferenças de riqueza (C) na assembleia de besouros em habitats de floresta e pastagem em Veracruz, México.	105

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Tabela dos desvios de modelos lineares generalizados com as variáveis independentes (Tipos de habitats: floresta, pastagem, pupunha e café) e as variáveis dependentes (riqueza de espécies, abundância e biomassa) da assembléia de melolonthídeos e três subfamílias (Dynastinae, Melolonthinae e Rutelinae) em uma região Amazônica. 46
- Tabela 2** - Riqueza de espécies, abundância e cobertura amostral de besouros Melolonthidae coletados com armadilhas de luz em diferentes tipos de habitat na região de Juína-MT do bioma Amazônico. 47
- Tabela 3** - Resultados dos testes PERMANOVA e PERMDISP pareados para examinar diferenças na composição de espécies da assembléia total de besouros Melolonthidae entre diferentes habitats no bioma Amazônico. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$). 52
- Tabela 4** - Resultados do teste PERMANOVA e PERMDISP pareados para examinar diferenças na composição de espécies da subfamília Dynastinae entre diferentes habitats no bioma Amazônico. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$). 53
- Tabela 5** - Resultados do teste PERMANOVA e PERMDISP pareados para examinar diferenças na composição de espécies da subfamília Melolonthinae entre diferentes habitats no bioma Amazônico. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$). 53
- Tabela 6** - Resultados dos testes PERMANOVA e PERMDISP pareados para examinar diferenças na composição de espécies da subfamília Rutelinae entre diferentes habitats no bioma Amazônico. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$). 53
- Tabela 7** - Espécies indicadoras para cada habitat com seus respectivos valores IndVal (%). 54
- Tabela 8** - Número de indivíduos de cada espécie por área e resultado da cobertura amostral. 76
- Tabela 9** - Resultados da relação entre variáveis de paisagem e variáveis de resposta (Riqueza, abundância e biomassa) de besouros Melolonthidae e suas subfamílias. 80
- Tabela 10** - Diversidade de besouros coletados nos habitats de floresta e pastagem em Veracruz, México. 100
- Tabela 11** - Número de indivíduos de cada espécie por área e resultado da cobertura amostral. 102

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1 Mudanças do uso do solo em florestas tropicais	17
2.2 Estudos do efeito da mudança do uso de solo sobre a comunidade de insetos	19
2.3 Aspectos taxonômicos e bioecológicos de besouros melolontídeos	22
REFERÊNCIAS	25
3 EFEITO DA MUDANÇA NO USO DO SOLO SOBRE AS COMUNIDADES DE BESOUROS MELOLONTHIDAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) NO ARCO DE DESMATAMENTO DA AMAZÔNIA BRASILEIRA	38
RESUMO	38
ABSTRACT	39
3.1 Introdução.....	40
3.2 Material e Métodos.....	41
3.2.1 Área de estudo	41
3.2.2 Amostragem de besouros	43
3.2.3 Análise dos dados.....	45
3.2.3.1 Efeitos do tipo de habitat sobre as assembleias de Melolonthidae.....	45
3.2.3.2 Valor indicador de espécies.....	47
3.3 Resultados.....	47
3.3.1 Respostas de Melolonthidae ao tipo de habitat	50
3.3.1.1 Riqueza de espécies, abundância e biomassa	50
3.3.1.2 Estrutura das assembleias	51
3.3.1.3 Valor indicador de espécie	54
3.4 Discussão.....	54
3.4.1 Respostas de Melolonthidae ao tipo de habitat	55
3.5 Conclusão	59
REFERÊNCIAS	60
4 MUDANÇAS NA PAISAGEM DESAFIAM A MANUTENÇÃO DAS COMUNIDADES DE MELOLONTHIDAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) NO ARCO DE DESMATAMENTO DA AMAZÔNIA	68
RESUMO	68
ABSTRACT	69
4.1 Introdução.....	70
4.2 Material e Métodos.....	71
4.2.1 Área de estudo	71

4.2.2 Amostragem de besouros	73
4.2.3 Descritores de paisagens.....	73
4.2.4 Análise de dados.....	74
4.3 Resultados.....	75
4.4 Discussão.....	82
4.5 Conclusão	84
REFERÊNCIAS	86
5 A VARIAÇÃO ALTITUDINAL DAS ASSEMBLEIAS DE BESOUROS MELOLONTHIDAE (Coleoptera: Scarabaeoidea) EM UMA MONTANHA NEOTROPICAL: O USO DO SOLO IMPORTA?	92
RESUMO	92
ABSTRACT	93
5.1 Introdução.....	94
5.2 Material e Métodos.....	96
5.2.1 Área de estudo	96
5.2.2 Amostragem de besouros	97
5.2.3 Análise de dados.....	98
5.3 Resultados.....	99
5.4 Discussão.....	105
5.5 Conclusão	108
REFERÊNCIAS	109

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais promovem bens e serviços ecossistêmicos importantes para a humanidade e apresentam um papel importante na manutenção do clima global, pois têm influência na emissão de gás oxigênio, que é essencial para vida humana e retenção de gases tóxicos aos seres vivos, além de ajudar a regular a temperatura do planeta (LEDRU et al., 2005; CARNEIRO et al., 2013; WILLIAMS et al., 2014). As florestas tropicais abrigam uma ampla biodiversidade, e os organismos vivos que a compõem, desempenham serviços importantes como controle biológico, ciclagem de nutrientes, polinização, dispersão de sementes, manutenção e formação de solos, fixação de carbono, despoluição de corpos d'água, entre outros (MYERS, 1996; FOLEY et al., 2007; OLIVER; MORECROFT, 2014).

As transformações de sistemas naturais em áreas modificadas pelas atividades do homem, são comuns, e esse processo é chamado de mudança de uso do solo, cujas principais atividades relacionadas a essa mudança são a urbanização e a agropecuária (MUSTARD et al., 1996; MORAN et al., 2004; ZHOU, 2019). Muitos impactos negativos são ocasionados por essas mudanças, como a alteração nos regimes de chuvas e a intensificação dos desastres naturais (MANTYKA-PRINGLE et al., 2012; HOEGH-GULDBERG et al., 2019). Além disso, as comunidades biológicas são diretamente afetadas por essas atividades humanas, o que leva a uma grande perda na diversidade biológica (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Assim, a perda na diversidade biológica pode impactar diretamente o ser humano, pois a vida é dependente de produtos como água, matéria-prima, alimentos, medicamentos, ar e outros produtos e serviços que são disponibilizados em ambientes naturais (BARBIER et al., 1994). Estes produtos e serviços são estudados e mensurados em valores econômicos por uma ciência chamada de economia ambiental (MCNEELY, 1988; COSTANZA, 1991).

A mudança do uso do solo em florestas tropicais feita de maneira desordenada e sem planejamento, gera evidentes prejuízos à biodiversidade e, consequentemente, ao próprio ser humano, que é o responsável por executar essas atividades. Dessa maneira, é necessário entender o efeito da mudança do uso do solo sobre a biodiversidade para criar ações de manejo que auxiliem na conservação de florestas tropicais. Uma ferramenta importante para auxiliar nesse processo são os insetos, uma vez que é o grupo de organismos mais diverso do planeta e um dos mais importantes para o funcionamento dos ecossistemas, e têm sido utilizados para monitorar mudanças ambientais (SAMWAYS et al., 2018; SANCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019).

Estudos de comunidade de insetos usando as variáveis-resposta abundância, riqueza, biomassa e composição de espécies, são importantes, pois descrevem coletivamente diferentes aspectos da estrutura da comunidade e estão fortemente ligadas ao funcionamento do ecossistema (SOLIVERES et al., 2016; BARNES et al., 2018). A ecologia de paisagem é outro fator que ajuda a entender como a mudança do uso do solo influencia a comunidade de insetos, pois as mudanças na estrutura da paisagem, como a redução da proporção de um ou mais tipos de fragmentos ou o aumento no isolamento desses fragmentos, irão alterar a capacidade de dispersão dos organismos e obtenção de recurso (MERRIAM, 1984; FAHRIG; MERRIAM, 1985). Comunidades de organismos que não conseguem se dispersar com facilidade e não têm capacidade de explorar vários nichos ecológicos sofrerão uma influência negativa em sua riqueza de espécies e abundância à mudança da estrutura da paisagem natural (FAHRIG; MERRIAM, 1994).

Contudo, é importante estabelecer as métricas de paisagem para serem aplicadas em estudos de comunidades de insetos, como por exemplo cobertura vegetal, diversidade de paisagem e densidade de borda. Pesquisas relataram que a perda de cobertura florestal, a homogeneização do hábitat e o aumento da densidade de borda afetam negativamente os insetos (SOLAR et al., 2015; NOVAIS et al., 2016; TOIVONEN et al., 2017). Embora muito menos estudadas, as abordagens em escala populacional e individual que abrangem o efeito da mudança do uso do solo sobre biodiversidade são essenciais para uma boa compreensão da importância dos fragmentos de florestas para a conservação da biodiversidade em ambientes agrícolas. Por exemplo, foi encontrado em estudos sobre os efeitos das mudanças ambientais nas espécies de besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabaeinae) um efeito negativo nas características morfológicas (biomassa e tamanho corporal) e tamanho das populações (abundância) (LARSEN et al., 2008; NICHOLS et al., 2008; BUI et al., 2020; MAGURA et al., 2020; BERNARDINO et al., 2024, CORREA et al., 2024).

A substituição de floresta devido à expansão da agricultura e da pecuária altera as condições ambientais para os insetos em seus habitats naturais, afetando negativamente diversos grupos, tais como as abelhas (BRITO et al., 2017), formigas (WILKER et al., 2023), borboletas (BERGEROT et al., 2011) e besouros rola-bosta (BEIROZ et al., 2018). No entanto, ainda há poucos estudos ecológicos sobre os besouros da família Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea), um grupo promissor que pode servir de ferramenta para medir os impactos causados pela mudança do uso de solo (MORÓN, 1997; RIVERA-GASPERÍN et al., 2013; OTAVO et al., 2013; CHERMAN et al., 2014; VILLALOBOS-MORENO et al., 2021).

A família Melolonthidae é formada por 6 subfamílias: Melolonthinae, Sericinae, Hopliinae, Euchirinae, Rutelinae e Dynastinae (CHERMAM; MORÓN, 2014), e a diversidade de espécies pode variar conforme o relevo, zonas climáticas e tipo de cultivo (PARDO-LOCARNO et al., 2003). As espécies podem ser encontradas em quase todos os ecossistemas, desde o nível do mar até a altitude de 3.800 m, incluindo espécies que são comuns com ampla distribuição, outras com distribuição restrita e espécies endêmicas (MORÓN et al., 1997; MORÓN, 2006; MORÓN-RÍOS; MORÓN, 2016). Assim, a facilidade de amostragem de altas abundâncias e diversidade do grupo (GARCÍA-LÓPEZ et al., 2011) e o conhecimento avançado na taxonomia do grupo (MORÓN, 2006; MORÓN et al., 1997) colocam a família Melolonthidae como potencial ferramenta de estudos para investigar o efeito da mudança do uso do solo.

Muitas espécies de melolontídeos desempenham funções ecológicas importantes para manutenção das florestas e ecossistemas antropizados (cultivos agrícolas, florestas plantadas e pastagens), como bioturbação, decomposição de matéria orgânica, polinização, aumento da produtividade primária e controle biológico de outros insetos (GARCÍA-ATENCIA et al., 2024). Além disso, os besouros da família Melolonthidae reduzem a sua ocorrência à medida que os impactos aumentam em ecossistemas de floresta tropical (Amazônia) (OTAVO et al., 2013), o que poderia consequentemente impactar as funções ecológicas desse grupo em paisagens florestais.

Em nível de população, tem sido observado um efeito do uso do solo sobre algumas características morfológicas de besouros Melolonthidae, como biomassa, tamanho corporal, abundância e sexo (GARCÍA-ATENCIA et al., 2024). Por isso, é necessário realizar estudos ecológicos mais específicos para esse diverso grupo de besouros, para se obter respostas mais claras e precisas dos impactos causados pela mudança do uso do solo nas comunidades e populações em paisagens de florestas tropicais. Estes estudos são importantes para indicar quais subfamílias podem ser usada em avaliações de impactos ambientais e contribuir de maneira direta para a aplicação de estratégias conservacionistas em ambientes modificados pelo homem, como paisagens agrícolas.

Finalmente, considerando que algumas espécies podem se adaptar em ambientes simplificados, causando prejuízos num cenário econômico, a escassez de estudos sobre os aspectos ecológicos das espécies de melolontídeos em cultivos agrícolas são cada vez mais necessários. Estes estudos podem fornecer informações que serão bases para realização de futuros trabalhos biológicos e comportamentais em determinada região, auxiliando na implementação do manejo integrado das pragas (MIP).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Mudanças do uso do solo em florestas tropicais

As florestas tropicais estão localizadas entre as latitudes 23,5° N e 23,5° S, cobrindo aproximadamente 6% da superfície terrestre global, e correspondendo a 18,3 milhões de km² (FAO, 2020). A Amazônia, a maior delas, abrange cerca de 5,5 milhões de km², a Bacia do Congo ocupa cerca de 3,7 milhões de km², enquanto as florestas do sudeste asiático cobrem aproximadamente 2,5 milhões de km² (BUTLER, 2020). O clima das florestas tropicais é caracteristicamente tropical, com temperaturas elevadas durante todo o ano e chuvas intensas e frequentes. Essa condição climática é favorecida pela localização dessas florestas em zonas onde a temperatura e a umidade são fatores climáticos predominantes (FAO, 2020).

As florestas tropicais são os ecossistemas mais biodiversos do planeta, abrigando entre 3 e 50 milhões de espécies, o que representa mais de 50% da biodiversidade mundial (WILSON, 1992; CORLETT; PRIMACK, 2011). Elas atuam como grandes sumidouros de carbono, absorvendo aproximadamente 1,5 bilhão de toneladas de CO₂ por ano, e ajudando a mitigar as mudanças climáticas (MALHI et al., 2008). Além disso, regulam o ciclo hidrológico, influenciando padrões de precipitação e protegendo o solo contra a erosão (BONAN, 2008), e fornecem recursos naturais essenciais, como alimentos, medicamentos e materiais, sustentando milhões de pessoas e comunidades indígenas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Os serviços ecossistêmicos das florestas tropicais estão ameaçados devido à devastação causada pelo aumento da população humana e à expansão do uso comercial da terra (FOLEY et al., 2005). Globalmente, a perda bruta de florestas tropicais foi estimada em 8 milhões de hectares por ano entre 1990 e 2010, equivalente a 0,5% anualmente (ACHARD et al., 2014). Essas terras desmatadas foram convertidas em terras comerciais para diversos fins, como cultivos agrícolas como arroz, soja e dendê, aquicultura em tanques, bem como fazendas de pecuária e avicultura, conforme a demanda regional (CHEN et al., 2013; RICHARDS; FRIESS, 2016).

A região amazônica brasileira tem a maior taxa de desmatamento entre as florestas tropicais do mundo (SONTER et al., 2017, LOVEJOY; NOBRE, 2018). A expansão de estradas e rodovias e a conversão de áreas naturais em pastagens e cultivos agrícolas estão entre as principais razões para a destruição da floresta (FEARNSIDE, 1989; LAURANCE, 2005; ALVES et al., 2009).

O cultivo de café (*Coffea canephora* Pierre ex. Froehner) (Rubiaceae) foi um dos propulsores do desmatamento das florestas na Amazônia brasileira. A cultura foi implementada na região amazônica em 1970, levada pelos pequenos e médios agricultores que migravam do Espírito Santo. Atualmente, se caracteriza como uma cultura amplamente difundida, compondo uma das principais fontes de renda de inúmeras famílias da zona rural na região do arco do desmatamento (MARCOLAN; ESPINDOLA, 2015). Atualmente, novas plantações agrícolas estão sendo implantadas na região do desmatamento da Amazônia. Um exemplo é a pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) (Arecaceae), uma palmeira nativa do bioma Amazônia que vem sendo cultivada em larga escala para produção de frutas no arco do desmatamento da Amazônia e, atualmente, é plantada em vários estados brasileiros para produção de palmito (BEZERRA; SILVA, 2016; FLORES et al., 2018).

A transformação de florestas nativas em terras agrícolas promove um processo de homogeneização biótica, dificultando a manutenção do funcionamento dos ecossistemas, e isso é uma das grandes ameaças à biodiversidade da região amazônica (FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009, BARLOW et al., 2016, SILVA JUNIOR et al., 2021). O desmatamento das florestas tropicais tem impactos imediatos significativos, começando com a perda de serviços ecossistêmicos locais essenciais. As florestas fornecem serviços vitais, como prevenção de erosão, controle de enchentes, purificação da água, rios para pesca e insetos para polinização de plantas (FOLEY et al., 2005; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Essas funções são especialmente cruciais para comunidades mais pobres, que dependem diretamente dos recursos naturais para sua subsistência (ANGELSEN et al., 2009). Além disso, a perda de florestas reduz a disponibilidade de recursos renováveis, como madeira, plantas medicinais, nozes, frutas e caça (CHAZDON, 2014).

A longo prazo, o desmatamento das florestas tropicais pode ter impactos mais amplos, afetando o clima global e a biodiversidade. A remoção dessas florestas contribui significativamente para as emissões de gases de efeito estufa e para a alteração dos padrões climáticos regionais e globais (HOUGHTON, 1991; GIBBS et al., 2010). Além disso, as florestas tropicais abrigam uma vasta biodiversidade, cuja perda pode ter consequências profundas e muitas vezes irreversíveis para a estabilidade dos ecossistemas e para a oferta de serviços ecossistêmicos (REIDSMA et al., 2006; BUTLER, 2020). Portanto, compreender e mitigar os efeitos do uso do solo nas florestas tropicais é crucial para o desenvolvimento de estratégias de manejo sustentável que promovam a conservação desses ecossistemas críticos.

2.2 Estudos do efeito da mudança do uso de solo sobre a comunidade de insetos

Em paisagens fragmentadas e dominadas por humanos, a cobertura vegetal nativa continua a diminuir, enquanto a intensidade do uso do solo aumenta, ameaçando ainda mais a biodiversidade terrestre, os ecossistemas e os serviços ambientais (SALA et al., 2000; OLIVER; MORECROFT, 2014). Não apenas as espécies de plantas são afetadas, mas também organismos do solo, que são colocados em perigo de extinção, devido ao uso excessivo de produtos químicos poluentes (agricultura), que também eliminam espécies não alvo que habitam os monocultivos (WIENS, 1990).

Os insetos são particularmente impactados pelas atividades humanas (SÁNCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019; SEIBOLD et al., 2019; CARDOSO et al., 2020), o que tem efeitos significativos sobre o funcionamento dos ecossistemas (YANG; GRATTON, 2014). Alterações nas comunidades de insetos, seja em termos de diversidade, biomassa ou composição, também afetam, por exemplo, a dinâmica das teias alimentares (BOWLER et al., 2019) e, conseqüentemente, a polinização (BIESMEIJER et al., 2006), o controle natural de pragas (TSCHARNTKE et al., 2005), os danos causados por patógenos e a decomposição de matéria orgânica. Portanto, a expansão da agricultura e da pecuária altera as condições naturais do ambiente, afetando negativamente os insetos e outros organismos em seus habitats, tais como abelhas (BRETAGNOLLE; GABA, 2015; EKROOS et al., 2020; OCKERMÜLLER et al., 2023), formigas (RIBAS et al., 2012; QUEIROZ; RIBAS 2016; QUEIROZ et al., 2020), borboletas (BERGEROT et al., 2011; PEARSE; ALTERMATT, 2013) e besouros (LÖVEI; MAGURA, 2017; SALOMÃO et al., 2020; NORIEGA et al., 2021; LANGE, et al., 2023).

A intensificação do uso do solo pode impactar a comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apidae) de diversas maneiras. A redução da diversidade de culturas, especialmente com uma alta proporção de plantas polinizadas pelo vento ou autopolinizadas e uma baixa diversidade de comunidades de ervas daninhas associadas às culturas, afeta indiretamente as abelhas, ao reduzir a disponibilidade de recursos (BRETAGNOLLE; GABA, 2015). A aplicação intensiva de fertilizantes nitrogenados favorece o crescimento de plantas nitrófilas, especialmente em pastagens de manejo intensivo, resultando em uma baixa diversidade de espécies vegetais (KLEIJN et al., 2009) e, conseqüentemente, uma dieta menos variada para as abelhas. Além disso, o uso intensivo de herbicidas promove a predominância de poucas espécies de plantas que são altamente tolerantes a esses produtos (BRETAGNOLLE; GABA, 2015). Técnicas avançadas de limpeza de sementes e altas taxas de semeadura também reduzem a diversidade de ervas daninhas entomófilas em campos

agrícolas, que são importantes fontes de pólen para as abelhas. Uma pressão significativa que afeta diretamente as abelhas é o uso de diversos inseticidas nos campos e a deriva desses produtos para áreas adjacentes. Muitos desses pesticidas foram detectados em colônias de abelhas (CHAUZAT et al., 2006), onde causam efeitos subletais ou letais (TOSI; NIEH, 2019), embora os efeitos crônicos ou tóxicos sobre abelhas selvagens em condições de campo ainda sejam amplamente desconhecidos (WOODCOCK et al., 2016). Outra grande ameaça nas paisagens agrícolas é a contínua perda de habitats seminaturais, como sebes, pousios ou margens de estradas e campos (TSCHARNTKE et al., 2002), que são importantes locais de nidificação e fontes de flores. O aumento do tamanho dos campos e a simplificação da rotação de culturas resultam em paisagens homogêneas com poucas estruturas de valor ecológico para os polinizadores (STOATE et al., 2001; EKROOS et al., 2020).

As formigas (Hymenoptera: Formicidae) são uns dos insetos mais comuns em sistemas tropicais (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). Elas estão associadas a plantas, principalmente por suas interações com nectários extraflorais e insetos trofobiontes que se alimentam de plantas (OLIVEIRA; OLIVEIRA-FILHO, 1991). Essa relação próxima com plantas é uma das razões pelas quais a complexidade ambiental (por exemplo, riqueza e arquitetura de espécies de plantas) se correlaciona fortemente com a abundância e riqueza de formigas em escalas locais e de paisagem (RIBAS et al., 2003; SCHOEREDER et al., 2010; QUEIROZ; RIBAS, 2016). As formigas têm sido usadas como indicadores de mudanças ambientais, como atividades de mineração, desmatamento ou florestamento, urbanização, incêndios e conversão de habitats naturais em terras de cultivo e pastagens (PHILPOTT et al., 2008; RIBAS et al., 2012). As colônias de formigas são, em geral, sésseis, e as formigas exibem certas características que as tornam indicadores ideais de perturbação do habitat, como alta diversidade, taxonomia conhecida, ocupação de diferentes estratos, facilidade e baixo custo de amostragem e sensibilidade a mudanças no habitat (RIBAS et al., 2012; QUEIROZ et al., 2020).

O ciclo de vida das borboletas (Lepidoptera) está fortemente interligado com o das plantas. Por exemplo, as lagartas geralmente dependem de tecidos vegetais para se alimentar e se desenvolver, atuando como herbívoros. Quando adultas, necessitam do néctar floral para sobreviver e, ao fazerem isso, transferem pólen entre plantas, garantindo seu sucesso reprodutivo. Além disso, para se reproduzirem, devem encontrar plantas hospedeiras adequadas para depositar seus ovos (SNODGRASS, 1961). Dentro dessa estrutura de dependências mútuas entre plantas e borboletas, é esperado que as mudanças no uso do solo afetem redes de interação inteiras (PEARSE; ALTERMATT, 2013). Estudos demonstraram

que espécies de borboletas com alta especialização de habitat e baixa capacidade de dispersão são mais vulneráveis à extinção devido às mudanças no uso do solo do que espécies com baixa especialização e alta capacidade de dispersão (KOH et al., 2004; BERGEROT et al., 2011). Da mesma forma, atividades de mudança no uso do solo, como pecuária, urbanização e agricultura, têm causado declínios na abundância e diversidade de borboletas (KRUESS; TSCHARNTKE, 2002; WALLIS DE VRIES et al., 2007; CASNER et al., 2014).

O efeito do uso do solo sobre a comunidade de besouros vem sendo bastante estudado principalmente com os grupos dos besouros carabídeos (Coleoptera: Carabidae) (LÖVEI; MAGURA, 2017; LANGE, et al., 2023) e dos rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) (CORREA et al., 2024), no entanto, um grupo bastante promissor para esse estudo são os besouros melolontídeos (Coleoptera: Melolonthidae) (MORÓN, 1996).

Em estudos sobre a relação entre habitat e insetos, os carabídeos frequentemente desempenham um papel crucial por várias razões. Eles são relativamente abundantes e diversos em pastagens e campos aráveis (THIELE, 1977), tornando-os adequados para estudos comparativos. Além disso, devido à sua sensibilidade à estrutura do habitat e ao microclima (LUFF, 1996; DENNIS et al., 1997; HARVEY et al., 2008), os carabídeos são frequentemente utilizados como bioindicadores para avaliar a qualidade do habitat (KOTZE et al., 2011), e desempenham um papel importante nas teias alimentares. Embora apresentem diversas especializações tróficas, são geralmente considerados predadores polípagos (KOTZE et al., 2011), afetando assim níveis tróficos inferiores, como herbívoros e decompositores, e funções ecossistêmicas associadas (BARNES et al., 2020). Nessa função, são essenciais para o controle natural de pragas em terras aráveis (BIANCHI et al., 2006; LÖVEI; MAGURA, 2017) e podem influenciar significativamente os fluxos de energia (LOREAU, 1995; MIELKE et al., 2022). Finalmente, nas últimas décadas, o impacto humano resultou em uma redução acentuada na biomassa e na riqueza de espécies de carabídeos (HOLLAND; LUFF, 2000), tornando crucial examinar as consequências de possíveis esforços de restauração para esse grupo de insetos ameaçado.

Os rola-bostas têm sido amplamente utilizados para avaliar as mudanças antropogênicas nos ambientes naturais ao redor do mundo, especialmente nos trópicos (HALFFTER; FAVILA, 1993; NICHOLS et al., 2007; SALOMÃO et al., 2020; NORIEGA et al., 2021). Este grupo é ideal para estudar os impactos da alteração da paisagem porque é extremamente diversificado, com mais de 6.500 espécies no mundo (SCHOOLMEESTERS, 2024), possui uma taxonomia bem conhecida e várias características funcionais, pode ser amostrado com facilidade usando materiais de baixo custo, e apresenta alta sensibilidade à

transformação do habitat, ampla distribuição, e respostas de paisagem congruentes com outros táxons co-ocorrentes (SPECTOR, 2006; NICHOLS et al., 2007; GARDNER et al., 2008).

Vários táxons de insetos têm sido usados para medir os efeitos da mudança no uso do solo nas florestas tropicais em suas comunidades, como mencionado acima. No entanto, as respostas de muitos grupos biológicos são menos claras (NEWBOLD et al., 2015). Embora se possa esperar que estes grupos pouco estudados sigam os padrões gerais de declínio da riqueza, não há forma de prever como as mudanças no uso do solo afetarão as suas mudanças na composição (CORREA et al., 2021). Isso reforça a necessidade de se entender como as mudanças do uso do solo afetam besouros da família Melolonthidae.

2.3 Aspectos taxonômicos e bioecológicos de besouros melolontídeos

A superfamília Scarabaeoidea compreende aproximadamente 35.000 espécies, e estima-se que ainda existam mais de 70.000 espécies desconhecidas (BRUSCA; BRUSCA, 2005; SCHOOLMEESTERS, 2024). Ao longo dos últimos 200 anos, muitos naturalistas e cientistas dedicaram-se à coleta, identificação e estudo dos hábitos e distribuição geográfica desses insetos (MORÓN et al., 1997). Isso fez da superfamília um dos grupos de Coleoptera mais bem estudados globalmente, resultando em uma longa história de mudanças e propostas sobre sua classificação (CARRILLO-RUIZ; MORÓN, 2006). A superfamília está distribuída em 14 famílias ao redor do mundo (BOUCHARD et al., 2011; CHERMAM; MORÓN, 2014), com espécies encontradas em diversos ambientes, desde o nível do mar até altas montanhas, passando por florestas tropicais, temperadas e áreas áridas (RIVERA-GASPERÍN; ESCOBAR-HERNANDEZ, 2020). Algumas espécies alimentam-se de madeira, frutas, serapilheira, carniça e fungos, desempenhando um papel crucial na degradação da matéria orgânica (SCHOOLMEESTERS, 2024), enquanto outras são consideradas pragas agrícolas severas (MORÓN; ARAGÓN, 2003).

Dentro da superfamília Scarabaeoidea, a família Melolonthidae é representada por mais de 20.000 espécies, distribuídas em seis subfamílias: Melolonthinae, Sericinae, Hopliinae, Euchirinae, Rutelinae e Dynastinae (CHERMAM; MORÓN, 2014). A diversidade de espécies pode variar entre regiões, dependendo do relevo, clima e tipo de cultivo (PARDO-LOCARNO et al., 2003).

De modo geral, os melolontídeos têm um ciclo de vida holometábolo, passando por fases de ovo, larva com vários estágios intermediários, pupa e adulto. O ciclo biológico pode variar de seis meses a três anos, dependendo da espécie (MORÓN, 1997; MENESES; AQUINO, 2005). A fase larval é a mais longa, composta por três instares, com aumento

abrupto do tamanho das larvas entre os estágios (SALVADORI, 2005). Os adultos são identificados por características como escapo antenal mais curto do que o flagelo, massa antenal com três artículos laminares, estigmas respiratórios em posição “pleurosticti” e tarsos pentâmeros com garras simples ou bífidas, lisas ou serradas. Eles apresentam uma ampla gama de cores e comprimento corporal variando entre 3 e 170 mm, com frequência de dimorfismo sexual (MORÓN et al., 1997).

Os melolontídeos, conhecidos como escaravelhos fitófagos, estão amplamente associados ao consumo de material vegetal, incluindo folhas, secreções vegetais, frutos, caules e flores (GARCÍA-ATENCIA et al., 2024). As larvas têm uma dieta variável, que pode incluir raízes, tecidos vegetais em decomposição, serapilheira e húmus (MORÓN et al., 1997). A grande diversidade desse grupo não pode ser explicada apenas pela codiversificação com plantas hospedeiras, uma hipótese comum para a diversidade em insetos fitófagos (EBERLE et al., 2014). Muitos representantes são reconhecidos como pragas agrícolas importantes, e a homogeneização do habitat devido à agricultura tende a aumentar sua abundância e biomassa (GARCÍA-ATENCIA; AMAT-GARCÍA, 2021).

Dada a importância ecológica e econômica dos melolontídeos, é crucial compilar informações sobre a biologia, evolução e história natural desses escaravelhos para entender melhor seu papel nos ecossistemas e identificar características, como a variação no tamanho de estruturas corporais. Essas características morfológicas podem ser usadas para identificar as respostas deste grupo a mudanças ambientais ou efeitos com impacto no ecossistema, representando lacunas de conhecimento que desafiam futuras pesquisas (GARCÍA-ATENCIA et al., 2024).

A contribuição dos melolontídeos para as funções dos ecossistemas pode ser inferida a partir de seus hábitos alimentares e uso de substrato para oviposição (GARCÍA-ATENCIA et al., 2024). Por exemplo, o consumo de néctar pode estar associado à polinização (GOTTSBERGER; WEBBER, 2018; SARAVY et al., 2022) e o processamento de madeira pode estar relacionado à decomposição da matéria orgânica (LUGO-GARCIA et al., 2017). As funções ecossistêmicas associadas aos melolonthídeos incluem bioturbação, decomposição de matéria orgânica, polinização, aumento da produtividade primária e controle biológico de insetos (GARCÍA-ATENCIA et al., 2024). Algumas dessas funções contribuem direta ou indiretamente para o bem-estar humano e qualidade de vida, sendo reconhecidas como serviços ecossistêmicos ou contribuições da natureza para as pessoas (DÍAZ et al., 2018).

A família Melolonthidae destaca-se como uma ferramenta promissora para estudar os efeitos das mudanças no uso do solo, devido à sua ampla diversidade ecológica e avançado

conhecimento taxonômico (MORÓN et al., 1997). A facilidade de amostragem, proporcionada pela eficácia das armadilhas luminosas, que atraem uma grande quantidade e variedade de espécies, é um ponto positivo (GARCÍA-LÓPEZ et al., 2011). Além disso, as espécies de Melolonthidae ocorrem em uma vasta gama de ecossistemas, desde o nível do mar até altitudes de 3.800 m, incluindo espécies de ampla distribuição, bem como aquelas com distribuição mais restrita e espécies endêmicas (MORÓN et al., 1997; MORÓN, 2006).

Por isso, como as áreas antropogênicas se tornando o principal componente das paisagens tropicais no futuro próximo (FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009), avaliar os efeitos das plantações agrícolas na biodiversidade dos insetos é crucial para desenvolver estratégias de manejo e conservação mais eficazes (GARDNER et al., 2008; KORASAKI et al., 2013).

Os estudos bioecológicos do efeito do uso do solo sobre a comunidade de besouros melolontídeos, também podem identificar a explosão populacional de determinadas espécies em habitats mais simplificados, como monoculturas. Isso pode indicar que essas espécies são pragas agrícolas, já que muitos melolontídeos são fitófagos e se alimentam de raízes na fase larval, além de folhas, flores e frutos na fase adulta (MORÓN et al., 1997). Assim, a identificação dos padrões ecológicos dos melolontídeos nas áreas de cultivo pode fornecer informações essenciais para aplicação do manejo integrado de pragas (MIP).

REFERÊNCIAS

- ACHARD, F.; BEUCHLE, R.; MAYAUX, P.; STIBIG, H. J.; BODART, C.; BRINK, A.; CARBONI, S.; DESCLÉE, B.; DONNAY, F.; EVA, H. D.; LUPI, A.; RAŠI, R.; SELIGER, R.; SIMONETTI, D. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. **Global Change Biology**, v. 20, n. 8, p. 2540-2554, 2014.
- ALVES, D. S.; MORTON, D. C.; BATISTELLA, M.; ROBERTS, D. A.; SOUZA, C. JR. The changing rates and patterns of deforestation and land use in Brazilian Amazonia. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; DIAS, P. S. (Eds.) **Amazonia and global change**. Washington: American Geophysical Union, p. 11-23. 2009.
- ANGELSEN, A.; BROCKHAUS, M.; KANNINEN, M.; SILLS, E.; SUNDERLIN, W. D.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. (Eds.). **Realising REDD+: National strategy and policy options**. Bogor: CIFOR, 2009. Disponível em: https://www.cifor-icraf.org/publications/pdf_files/Books/BAngelsen0902.pdf. Acessado em: 29 abr. 2024.
- BARBIER, E. B.; BERGESS, J. C.; FOLKE, C. **Paradise lost?: the ecological economics of biodiversity**. London: Earthscan, 1994. 267 p.
- BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; MAC NALLY, R.; THOMSON, J. R.; FERRAZ, S. F. B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARRY, L.; SOLAR, R. R. C.; VIEIRA, I. C. G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BEGOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; SOUZA JUNIOR, C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C. S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T. A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144-147, 2016.
- BARNES, A. D.; JOCHUM, M.; LEFCHECK, J. S.; EISENHAUER, N.; SCHERBER, C.; O'CONNOR, M. I.; RUITER, P.; BROSE, U. Energy flux: the link between multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. **Trends in Ecology & Evolution**, v.33, p. 186-197, 2018.
- BARNES, A. D.; SCHERBER, C.; BROSE, U.; BORER, E. T.; EBELING, A.; GAUZENS, B.; GILING, D. P.; HINES, J.; ISBELL, F.; RISTOK, C.; TILMAN, D.; WEISSER, W. W.; EISENHAUER, N. Biodiversity enhances the multitrophic control of arthropod herbivory. **Science Advances**, v. 6, n. 45, eabb6603, 2020.
- BEIROZ, W.; SAYER, E.; SLADE, E. M.; AUDINO, L.; BRAGA, R. F.; LOUZADA, J.; BARLOW, J. Spatial and temporal shifts in functional and taxonomic diversity of dung beetles in a human-modified tropical forest landscape. **Ecological Indicators**, v. 95, p. 518-526, 2018.
- BERGEROT, B.; FONTAINE, B.; JULLIARD, R.; BAGUETTE, M. Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 1, p. 83-94, 2011.
- BERNARDINO, G. V. S.; MESQUITA, V. P.; BOBROWIEC, P. E. D.; LANNUZZI, L.; SALOMÃO, R. P.; CORNELIUS, C. Habitat loss reduces abundance and body size of forest-

dwelling dung beetles in an Amazonian urban landscape. **Urban Ecosystems**, v. 27, p. 1175-1190, 2024.

BEZERRA, C. V.; SILVA, L. H. M. Pupunha (*Bactris gasipaes*): general and consumption aspects. In: KRISTBERGSSON, K.; OLIVEIRA, J. (Eds.), **Traditional foods**. New York: Springer, 2016, pp. 399-405.

BIANCHI, F. J. J. A.; BOOIJ, C. J. H.; TSCHARNTKE, T. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, p. 1715-1727, 2006.

BIESMEIJER, J. C.; ROBERTS, S. P. M.; REEMER, M.; OHLEMÜLLER, R.; EDWARDS, M.; PEETERS, T.; SCHAFFERS, A. P.; POTTS, S. G.; KLEUKERS, R.; THOMAS, C. D.; SETTELE, J.; KUNIN, W. E. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. **Science**, v. 313, n. 5785, p. 351-354, 2006.

BONAN, G. B. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, p. 1444-1449, 2008.

BOUCHARD, P.; BOUSQUET, Y.; DAVIES, A. E.; ALONSO-ZARAGAZA, M. A.; LAWRENCE, J. F.; LYAL, C. H. C.; NEWTON, A. F.; REID, C. A. M.; SCHMITT, M.; ŚLIPIŃSKI, S. A.; SMITH, A. B. T. Family-group names in Coleoptera (Insecta). **ZooKeys**, v. 88, p. 1-972, 2011.

BOWLER, D. E.; HELDBJERG, H.; FOX, A. D.; DE JONG, M.; BÖHNING-GAESE, K. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. **Conservation Biology**, v. 33, p. 1120-1130, 2019.

BRETAGNOLLE, V.; GABA, S. Weeds for bees? A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 3, p. 891-909, 2015.

BRITO, T. F.; PHIFER, C. C.; KNOWLTON, J. L.; FISER, C. M.; BECKER, N. M.; BARROS, F. C.; CONTRERA, F. A. L.; MAUÉS, M. M.; JUEN, L.; MONTAG, L. F. A.; WEBSTER, C. R.; FLASPOHLER, D. J.; SANTOS, M. P. D.; SILVA, D. P. Forest reserves and riparian corridors help maintain orchid bee (Hymenoptera: Euglossini) communities in oil palm plantations in Brazil. **Apidologie**, v.48, v.5, p. 575-587, 2017.

BRUSCA, R. C.; BRUSCA, G. J. **Invertebrados**. 1ª ed. espanhol (traduzido da 2ª ed. em inglês). Madrid: McGraw-Hill, 2005. 1005 p.

BUI, V. B.; ZIEGLER, T.; BONKOWSKI, M. Morphological traits reflect dung beetle response to land use changes in tropical karst ecosystems of Vietnam. **Ecological Indicators**, 105697, 2020.

BUTLER, R. A. **The Tropical Rainforest**: information on tropical forests, deforestation, and biodiversity. Mongabay, 2020. Disponível em: <https://rainforests.mongabay.com/>. Acessado em: 29 abr. 2024.

CARDOSO, P.; BARTON, P. S.; BIRKHOFFER, K.; CHICHORRO, F.; DEACON, C.; FARTMANN, T.; FUKUSHIMA, C. S.; GAIGHER, R.; HABEL, J. C.; HALLMANN, C. A.; HILL, M. J.; HOCHKIRCH, A.; KWAK, M. L.; MAMMOLA, S.; NORIEGA, J. A.; ORFINGER, A. B.; PEDRAZA, F.; PRYKE, J. S.; ROQUE, F. O.; SETTELE, J.; SAMWAYS, M. J. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. **Biological Conservation**, v. 242, 108426, 2020.

CARNEIRO, R. G.; MOURA, M. A. L.; SILVA, V. P. R.; SILVA JÚNIOR, R. S.; ANDRADE, A. M. D.; SANTOS, A. B. Estudo da temperatura do solo em dois biomas florestais nos períodos, chuvoso e seco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 4, p. 1009-1022, 2013.

CARRILLO-RUIZ, H.; MORÓN, M. A. Study on the phylogenetic relationships of the Hopliids (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Proceedings of the Entomological Society of Washington**, v. 108, n. 3, p. 619-638, 2006.

CASNER, K. L.; FORISTER, M. L.; O'BRIEN, J. M.; THORNE, J.; WAETJEN, D.; SHAPIRO, A. M. Contribution of urban expansion and a changing climate to decline of a butterfly fauna. **Conservation Biology**, v. 28, n. 3, p. 773-782, 2014.

CHAUZAT, M.-P.; FAUCON, J.-P.; MARTEL, A.-C.; LACHAIZE, J.; COUGOULE, N.; AUBERT, M. Apiculture and social insects: A survey of pesticide residues in pollen loads collected by honey bees in France. **Journal of Economic Entomology**, v. 99, n. 2, p. 253-262, 2006.

CHAZDON, R. L. **Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. Chicago: University of Chicago Press, 2014.

CHEN, C. F.; SON, N. T.; CHANG, N. B.; CHEN, C. R.; CHANG, L. Y.; VALDEZ, M.; CENTENO, G.; THOMPSON, C. A.; ACEITUNO, J. L. Multi-decadal mangrove forest change detection and prediction in Honduras, Central America, with Landsat imagery and a Markov Chain Model. **Remote Sensing**, v. 5, n. 12, p. 6408-6426, 2013.

CHERMAN, M. A.; MORÓN, M. A. Validación de la familia Melolonthidae Leach, 1819 (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Acta Zoológica Mexicana**, v. 30; p. 201-220, 2014.

CHERMAN, M. A.; MORÓN, M. A.; DAL PRÁ, E.; VALMÓRBIDA, I.; GUEDES, J. V. C. Ecological Characterization of White Grubs (Coleoptera: Melolonthidae) Community in Cultivated and Noncultivated Fields. **Neotropical Entomology**, v.43, p. 282-288, 2014.

CORLETT, R. T.; PRIMACK, R. **Tropical rain forests: An ecological and biogeographical comparison**. Boston: Wiley-Blackwell, 2011.

CORREA, C. M. A.; SALOMÃO, R. P.; ALVARADO, F.; GUZZO, E. C.; FERREIRA, K. R. From green to grey: Unravelling the role of urbanization on diversity of dung beetles in an Amazonian landscape. **Urban Ecosyst.**, v. 27, p. 773-787, 2024.

CORREA, C. M. A.; SILVA, P. G.; PUKER, A.; AD'VINCULA, H. L. Exotic pastureland is better than Eucalyptus monoculture: β -diversity responses of flower chafer beetles to

Brazilian Atlantic Forest conversion. **International Journal of Tropical Insect Science**, v. 41, p. 137-144, 2021.

COSTANZA, R. (Ed). **Ecological economics: the science and management of sustainability**. New York: Columbia University, 1991. 525 p.

DENNIS, P.; YOUNG, M. R.; HOWARD, C. L.; GORDON, I. J. The response of epigeal beetles (Col, Carabidae, Staphylinidae) to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* grasslands. **Journal of Applied Ecology**, v. 34, p. 433-443, 1997.

DÍAZ, S.; PASCUAL, U.; STENSEKE, M.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; WATSON, R. T.; MOLNÁR, Z.; HILL, R.; CHAN, K. M. A.; BASTE, I. A.; BRAUMAN, K. A.; POLASKY, S.; CHURCH, A.; LONSDALE, M.; LARIGAUDERIE, A.; LEADLEY, P. W.; VAN OUDENHOVEN, A. P. E.; VAN DER PLAAT, F.; SCHRÖTER, M.; LAVOREL, S.; AUMEERUDDY-THOMAS, Y.; BUKVAREVA, E.; DAVIES, K.; DEMISSEW, S.; ERPUL, G.; FAILLER, P.; GUERRA, C. A.; HEWITT, C. L.; KEUNE, H.; LINDLEY, S.; SHIRAYAMA, Y. Assessing nature's contributions to people: recognizing culture and diverse sources of knowledge can improve assessments. **Science**, v. 359, n. 6373, p. 270-272, 2018.

EBERLE, J.; MYBURGH, R.; AHRENS, D. The evolution of morphospace in phytophagous scarab chafer: No competition–No divergence? **PLoS One**, v. 9, n. 5, e98536, 2014.

EKROOS, J.; KLEIJN, D.; BATÁRY, P.; ALBRECHT, M.; BÁLDI, A.; BLÜTHGEN, N.; KNOP, E.; KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A.; SMITH, H. G. High land-use intensity in grasslands constrains wild bee species richness in Europe. **Biological Conservation**, v. 241, 108255, 2020.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, v. 8, p. 50-59, 1994.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Habitat patch connectivity and population survival. **Ecology**, v. 66, n.6, p. 1762–1768, 1985.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020: Main report**. Rome: FAO, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.4060/ca9825en>. Acessado em: 29 abr. 2024.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: The rates and causes of forest destruction. **Ecologist**, v. 19, p. 214-218, 1989.

FLORES, J. A.; KONRAD, O.; FLORES, C. R.; SCHRODER, N. T. Inventory data on Brazilian Amazon's non-wood native biomass sources for bioenergy production. **Data in Brief**, v. 20, p. 1935-1941, 2018.

FOLEY, J. A.; ASNER, G. P.; COSTA, M. H. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, p. 25-32. 2007.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.;

PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 2, p. 349-350, 2009.

GARCÍA-ATENCIA, S.; AMAT-GARCÍA, G. Variación espacio-temporal de los gremios alimenticios de escarabajos fitófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en el Caribe colombiano. **Sociedad Colombiana de Entomología**, v. 47, n. 2, p. 1-11, 2021.

GARCÍA-ATENCIA, S.; BONILLA-GÓMEZ, M. A.; MORENO, C. E. Ecosystem functions and functional traits for the study of phytophagous scarab beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). **Ecological Entomology**, p. 1–13, 2024.

GARCÍA-LÓPEZ, A.; MICÓ, E.; ZUMBADO, M. A.; GALANTE, E. Sampling scarab beetles in tropical forests: the effect of light source and night sampling periods. **Journal of Insect Science**, v. 11, n.1, 2011.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 883-893, 2008.

GIBBS, H. K.; RUESCH, A. S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M. K.; HOLMGREN, P.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010.

GOTTSBERGER, G.; WEBBER, A. C. Nutritious tissue in petals of Annonaceae and its function in pollination by scarab beetles. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 2, p. 279-286, 2018.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biological International**, v. 27, p. 15-23, 1993.

HARVEY, J. A.; VAN DER PUTTEN, W. H.; TURIN, H.; WAGENAAR, R.; BEZEMER, T. M. Effects of changes in plant species richness and community traits on carabid assemblages and feeding guilds. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 127, p. 100-106, 2008.

HOEGH-GULDBERG, O.; JACOB, D.; TAYLO, M.; GUILLEN-BOLANOS, T.; BINDI, M.; BROWN, S.; CAMILLIONI, I. A.; DIEDHOU, A.; DIALANT, R.; EBI, K.; ENGELBRECHT, F.; GUIOT, J.; HIJIOKA, Y.; MEHROTE, S.; COPE, C. W.; PAYNE, A. J.; PORTNER, H. O.; SENEVIRATNE, S. I.; THOMAS, A.; WARREN, R.; ZHOU G. The human imperative of stabilizing global climate change at 1.5 °C. **Science**, v. 365, p. 6459-6463, 2019.

HOLLAND, J. M.; LUFF, M. L. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. **Integrated Pest Management Reviews**, v. 5, p. 109-129, 2000.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Harvard: University Press, 1990.

HOUGHTON, R. A. Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide. **Climatic Change**, v. 19, p. 99-118, 1991.

KLEIJN, D.; KOHLER, F.; BÁLDI, A.; BATÁRY, P.; CONCEPCIÓN, E. D.; CLOUGH, Y.; DÍAZ, M.; GABRIEL, D.; HOLZSCHUH, A.; KNOP, E.; KOVÁCS, A.; MARSHALL, E. J. P.; TSCHARNTKE, T.; VERHULST, J. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 276, p. 903-909, 2009.

KOH, L. P.; SODHI, N. S.; BROOK, B. W. Ecological correlates of extinction proneness in tropical butterflies. **Conservation Biology**, v. 8, n. 6, p. 1571-1578, 2004.

KORASAKI, V.; BRAGA, R. F.; ZANETTI, R.; MOREIRA, F. M. S.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. Conservation value of alternative land-use systems for dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, p. 1485-1499, 2013.

KOTZE, D. J.; BRANDMAYR, P.; CASALE, A.; DAUFFY-RICHARD, E.; DEKONINCK, W.; KOIVULA, M. J.; LÖVEI, G. L.; MOSSAKOWSKI, D.; NOORDIJK, J.; PAARMANN, W.; PIZZOLOTTO, R.; SASKA, P.; SCHWERK, A.; SERRANO, J.; SZYSZKO, J.; TABOADA, A.; TURIN, H.; VENN, S.; VERMEULEN, R.; ZETTO, T. Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. **ZooKeys**, n. 100, p. 55-148, 2011.

KRUESS, A.; TSCHARNTKE, T. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. **Biological Conservation**, v. 106, p. 293-302, 2002.

LANGE, M.; EBELING, A.; VOIGT, W.; WEISSER, W. Restoration of insect communities after land use change is shaped by plant diversity: a case study on carabid beetles (Carabidae). **Scientific Reports**, v. 13, 2140, 2023.

LARSEN, T. H.; LOPERA, A.; FORSYTH, A. Understanding trait-dependent community disassembly: dung beetles, density functions and forest fragmentation. **Conservation Biology**, v. 22, n. 5, p. 1288-1298, 2008.

LAURANCE, W. F. When bigger is better: the need for Amazonian megareserves. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, p. 645-648, 2005.

LEDRU, M. P.; ROUSSEAU, D. D.; CRUZ-JUNIOR, F.W.; RICCOMINI, C.; KARMANN, I.; MARTIN, L. Paleoclimate changes during the last 100,000 yr from a record in the Brazilian Atlantic rainforest region and interhemispheric comparison. **Quaternary Research**, v. 64, n. 3, p. 444-450, 2005.

LOREAU, M. Consumers as maximizers of matter and energy flow in ecosystems. **The American Naturalist**, v. 145, p. 22-42, 1995.

LÖVEI, G. L.; MAGURA, T. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity is higher in narrow hedges composed of a native compared to non-native trees in a Danish agricultural landscape. **Insect Conservation and Diversity**, v. 10, p. 141-150, 2017.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, eaat2340, 2018.

LUFF, M. L. Use of carabids as environmental indicators in grasslands and cereals. **Annales Zoologici Fennici**, v. 33, p. 185-195, 1996.

LUGO-GARCIA, A.; MORÓN, M.; ARAGÓN-SÁNCHEZ, M.; REYES-OLIVAS, A.; SÁNCHEZ-SOTO, H.; SAUCEDA-ACOSTA, P. Especies de “gallina ciega” (Coleoptera: Melolonthidae) en el cultivo de ajonjolí (*Sesamum indicum* L.) en Sinaola, México. **Agrociencia**, v. 51, n. 7, p. 799-811, 2017.

MAGURA, T.; FERRANTE, M.; LÖVEI, G. L. Only habitat specialists become smaller with advancing urbanization. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 11, p. 1978-1987, 2020.

MALHI, Y.; ROBERTS, J. T.; BETTS, R. A.; KILLEEN, T. J.; LI, W.; NOBRE, C. A. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 5860, p. 169-172, 2008.

MANTYKA-PRINGLE, C. S.; MARTIN, T. G.; RHODES, J. R. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 18, p.1239-1252, 2012.

MARCOLAN, A. L.; ESPINDULA, M. C. **Café na Amazônia**. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2015, 474p.

MCNEELY, J. A. **Economics and biological diversity: developing and using economic incentives to conserve biological resources**. Gland, Switzerland: IUCN, 1988. 233 p.

MENESES, E. L. A.; AQUINO, A. M. **Coleoptera Terrestre e sua Importância nos Sistemas Agropecuários**. Seropédica-RJ: Embrapa Agrobiologia (Comunicado Técnico 206), 2005. 55 p.

MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: BRANDT, J.; AGGER, P. (Eds.). **Methodology in Landscape: ecological research and planning**. Roskilde: International Association for Landscape Ecology, p. 5-15, 1984.

MIELKE, L.; TAUBERT, M.; CESARZ, S.; RUESS, L.; KÜSEL, K.; GLEIXNER, G.; LANGE, M. Nematode grazing increases the allocation of plant-derived carbon to soil bacteria and saprophytic fungi, and activates bacterial species of the rhizosphere. **Pedobiologia**, v. 90, 150787, 2022.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acessado em: 29 abr. 2024.

MORAN, E. F.; MUSTARD, J. F.; RINDFUSS, R. R.; SKOLE, D.; TURNER, B. L.; COCHRANE, M. A. (Eds.), **Land change science: Observing, monitoring, and understanding trajectories of change on Earth's surface**. Boston: Kluwer, 2004.

MORÓN, M. A. Inventarios faunísticos de los Coleoptera Melolonthidae neotropicales con potencial como bioindicadores. **Giornale Italiano di Entomologia**, v. 8, p. 265-274, 1997.

MORÓN, M. A. **Los Coleoptera Melolonthidae edafícolas en America Latina**. Puebla: Sociedad Mexicana de Entomología, 1996, 180 p.

MORÓN, M. A. Patrones de distribución de la familia Melolonthidae (Coleoptera). In: MORRONE, J. J.; LLORENTE-BOUSQUETS, J. (Eds.). **Componentes bióticos principales de la entomofauna mexicana. Volumen I**. México, D. F.: Facultad de Ciencias, UNAM, p. 295-331, 2006.

MORÓN, M.; ARAGÓN, A. Importancia ecológica de las especies americanas de Coleoptera Scarabaeoidea. **Dugesiana**, v. 10, p. 13-29, 2003.

MORÓN, M. A.; RATCLIFFE, B. C.; DELOYA, C. **Atlas de los escarabajos de México. Coleoptera: Lamellicornia: Familia Melolonthidae**. México: Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad y Sociedad Mexicana de Entomología, 1997, 280 p.

MORÓN-RÍOS, A.; MORÓN, M. Á. Evaluación de la fauna de Coleoptera Scarabaeoidea en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México. **Southwestern Entomologist**, v. 41, p. 469-484, 2016.

MUSTARD, J. F.; DEFRIES, R. R.; FISHER, T.; MORAN, E. Land use and land cover change pathways and impacts. In: GUTMAN, G.; JANETOS, A. C.; JUSTICE, C. O.; MORAN, E. F.; MUSTARD, J. F.; RINDFUSS, R. R.; SKOLE, D.; TURNER, B. L.; COCHRANE, M. A. (Eds.). **Land change science: Observing, monitoring, and understanding trajectories of change on Earth's surface**. Boston: Kluwer, 2004.

MYERS, N. Environmental services of biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 93, n. 7, p. 2764-2769, 1996.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRÍA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M. J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M. L. K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D. J.; ITESCU, Y.; KATTGE, J.; KEMP, V.; KIRKPATRICK, L.; KLEYER, M.; CORREIA, D. L. P.; MARTIN, C. D.; MEIRI, S.; NOVOSOLOV, M.; PAN, Y.; PHILLIPS, H. R. P.; PURVES, D. W.; MACE, G. ROBINSON, A.; SIMPSON, J.; TUCK, S. L.; WEIHER, E.; WHITE, H. J.; EWERS, R. M.; M.; SCHARLEMANN, J. P. W.; PURVIS, A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, p. 45-50, 2015.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K.; THE SCARABAEINAE RESEARCH NETWORK. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 137, p. 1-19, 2007.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, 2008.

NORIEGA, J. A.; MARCH-SALAS, M.; CASTILLA, S.; GARCÍA-Q, H.; HORTAL, J.; SANTOS, A. M. C. Human perturbations reduce dung beetle diversity and dung removal ecosystem function. **Biotropica**, v. 53, p. 753-766, 2021.

NOVAIS, S. M. A.; MACEDO-REIS, L. E.; DAROCHA, W. D.; NEVES, F. S. Effects of habitat management on different feeding guilds of herbivorous insects in cacao agroforestry systems. **Revista de Biologia Tropical**, v. 64, n. 2, p. 763-777, 2016.

OCKERMÜLLER, E.; KRATSCHMER, S.; HAINZ-RENETZEDER, C.; SAUBERER, N.; MEIMBERG, H.; FRANK, T.; PASCHER, K.; PACHINGER, B. Agricultural land-use and landscape composition: Response of wild bee species in relation to their characteristic traits. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 353, 108540, 2023.

OLIVEIRA, P. S.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Distribution of extrafloral nectaries in the woody flora of tropical communities in Western Brazil. In: PRICE, P. W.; LEWINSOHN, T. M.; FERNANDES, G. W.; BENSON, W. W. (Eds.). **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. Wiley, 1991. p. 163-175.

OLIVER, T. H.; MORECROFT, M. D. Interactions between climate change and land use change on biodiversity: Attribution problems, risks, and opportunities. **WIREs Climate Change**, v. 5, p. 317-335, 2014.

OTAVO, S. E.; PARRADO-ROSSELLI, Á.; NORIEGA, J. A. Superfamilia Scarabaeoidea (Insecta: Coleoptera) como elemento bioindicador de perturbación antropogénica en un parque nacional amazónico. **Revista de Biología Tropical**, v. 61, p. 735-752, 2013.

PARDO-LOCARNO, L. C.; MONTOYA-LERMA, J.; SCHOONHOVEN, A. V. Abundancia de chisas rizófagas (Coleoptera: Melolonthidae) en agroecosistemas de Caldoño y Buenos Aires, Cauca, Colombia. **Revista Colombiana de Entomología**, v. 29, n. 2, p. 177-183, 2003.

PEARSE, I. S.; ALTERMATT, F. Extinction cascades partially estimate herbivore losses in a complete Lepidoptera-plant food web. **Ecology**, v. 94, n. 8, p. 1785-1794, 2013.

PHILPOTT, S. M.; ARENDT, W. J.; ARMBRECHT, I.; BICHIER, P.; DIESTCH, T. V.; GORDON, C.; GREENBERG, R.; PERFECTO, I.; REYNOSO-SANTOS, R. O.; SOTO-PINTO, L. O.; TEJEDA-CRUZ, C. E. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds, and trees. **Conservation Biology**, v. 22, p. 1093-1105, 2008.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. v. 8, 328 p.

QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; BRAGA, D. L.; SANTIAGO, G. S.; ZURLO, L. F.; PHILPOTT, S. M.; RIBAS, C. R. Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, p. 2017-2034, 2020.

QUEIROZ, A. C. M.; RIBAS, C. R. Canopy cover negatively affects arboreal ant species richness in a tropical open habitat. **Brazilian Journal of Biology**, 2016.

REIDSMA, P.; TEKELENBURG, T.; VAN DEN BERG, M.; ALKEMADE, R. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 114, n. 1, p. 86-102, 2006.

RIBAS, C. R.; CAMPOS, R. B. F.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C. Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche**, v. 2012, 636749, 2012.

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H.; PIC, M.; SOARES, S. M. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, v. 28, p. 305-314, 2003.

RICHARDS, D. R.; FRIESS, D. A. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000-2012. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 2, p. 344-349, 2016.

RIVERA-GASPERIN, S. L.; ESCOBAR-HERNANDEZ, F. Especies de Scarabaeoidea (Coleoptera) del CICOLMA, Veracruz, México. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 36, p. 1-19, 2020.

SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770-1774, 2000.

SALOMÃO, R. P.; FAVILA, M. E.; GONZÁLEZ-TOKMAN, D. Spatial and temporal changes in the dung beetle diversity of a protected, but fragmented, landscape of the northernmost Neotropical rainforest. **Ecological Indicators**, v. 111, 105968, 2020.

SALVADORI, J. R. Manejo integrado de corós-pragas. In: REUNIÃO SUL BRASILEIRA SOBRE PRAGAS DE SOLO, 9, 2005. Balneário Camboriú. **Anais...** Itajaí, SC, Brasil: Epagri/EEI, 2005. p. 79-84.

SAMWAYS, M. J. Insect conservation for the twenty-first century. In: SHAH, M. M.; SHARIF, U. **Insect science-diversity, conservation and nutrition**, Londres: IntechOpen, p. 20-40, 2018.

SÁNCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K. A. G. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. **Biological Conservation**, v. 232, p. 8-27, 2019.

SARAVY, F.P.; MARQUES, M.I.; SCHUCHMANN, K.L. Life history patterns of coleopteran pollinators of *Annona crassiflora* Mart. in the Brazilian Cerrado. **Journal of Natural History**, v. 56, n. 9-12, p. 743-767, 2022.

SCHOEREDER, J. H.; SOBRINHO, T. G.; MADUREIRA, M. S.; RIBAS, C. R.; OLIVEIRA, P. S. The arboreal ant community visiting extrafloral nectaries in the Neotropical cerrado savanna. **Territorial Arthropod Review**, v. 3, p. 3-27, 2010.

SCHOOLMEESTERS, P. World Scarabaeidae Database (version 2024-12-04). In: BÁNKI, O.; ROSKOV, Y.; DÖRING, M.; OWER, G.; HERNÁNDEZ ROBLES, D. R.; PLATA CORREDOR, C. A.; STJERNEGAARD JEPPESEN, T.; ÖRN, A.; PAPE, T.; HOBERN, D.; GARNETT, S.; LITTLE, H.; DEWALT, R. E.; MA, K.; MILLER, J.; ORRELL, T.; AALBU, R.; ABBOTT, J.; AEDO, C. **Catalogue of Life (Version 2024-12-19)**. Amsterdam: Catalogue of Life, 2024.

SEIBOLD, S.; GOSSNER, M. M.; SIMONS, N. K.; BLÜTHGEN, N.; MÜLLER, J.; AMBARLI, D.; AMMER, C.; BAUHUS, J.; FISCHER, M.; HABEL, J. C.; LINSSENMAIR, K. E.; NAUSS, T.; PENONE, C.; PRATI, D.; SCHALL, P.; SCHULZE, E.-D.; VOGT, J.; WÖLLAUER, S.; WEISSER, W. W. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. **Nature**, v. 574, p. 671-674, 2019.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; PÊSSOA, A. C. M.; CARVALHO, N. S.; REIS, J. B. C.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO L. E. O. C. The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. **Nature Ecology and Evolution**, v. 5, p. 144-145, 2021.

SNODGRASS, R. E. The caterpillar and the butterfly. **Smithsonian Miscellaneous Collections**, v. 143, n. 6, p. 1-51, 1961.

SOLAR, R. R. C.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; THOMSON, J. R.; LOUZADA, J.; MAUÉS, M.; MOURA, N. G.; OLIVEIRA, V. H. F.; CHAUL, J. C. M.; SCHOEREDER, J. H.; VIEIRA, I. C. G.; NALLY, R. M.; GARDNER, T. A. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, p. 1108-1118, 2015.

SOLIVERES, S.; PLAS, F.; MANNING, P.; PRATI, D.; GOSSNER, M. M.; RENNER, S. C.; ALT, F.; ARNDT, H.; BAUMGARTNER, V.; BINKENSTEIN, J.; BIRKHOFFER, K.; BLASER, S.; BLÜTHGEN, N.; BOCH, S.; BÖHM, S. M.; BÖRSCHIG, C.; BUSCOT, F.; DIEKÖTTER, T.; HEINZE, J.; HÖLZEL, N.; JUNG, K.; KLAUS, V. H.; KLEINEBECKER, T.; KLEMMER, S.; KRAUSS, J.; LANGE, M.; MORRIS, E. K.; MÜLLER, J. C.; OELMANN, Y.; OVERMANN, J.; PAŠALIĆ, E.; RILLIG, M. C.; SCHAEFER, H. M.; SCHLOTER, M.; SCHMITT, B.; SCHÖNING, I.; SCHRUMPF, M.; SIKORSKI, J.; SOCHER, S. A.; SOLLY, E. F.; SONNEMANN, I.; SORKAU, E.; STECKEL, J.; STEFFAN-DEWENTER, I.; STEMPFHUBER, B.; TSCHAPKA, M.; TÜRKE, M.; VENTER, P. C.; WEINER, C. N.; WEISSER, W. W.; WERNER, M.; WESTPHAL, C.; WILCKE, W.; WOLTERS, V.; WUBET, T.; WURST, S.; FISCHER, M. L.; ALLAN, E. Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. **Nature**, v. 536, p. 456-459, 2016.

SONTER, L. J.; HERRERA, D.; BARRETT, D. J.; GALFORD, G. L.; MORAN, C. J.; SOARES-FILHO, B. S. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 8, 1013, 2017.

- SPECTOR, S. Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. **Coleopterists Bulletin**, v. 60, p. 71-83, 2006.
- STOATE, C.; BOATMAN, N. D.; BORRALHO, R. J.; RIO CARVALHO, C.; DE SNOO, G. R.; EDEN, P. Ecological impacts of arable intensification in Europe. **Journal of Environmental Management**, v. 63, n. 4, p. 337-365, 2001.
- THIELE, H. U. **Carabid beetles in their environments**. Berlim: Springer-Verlag (Zoophysiology and Ecology; v. 10), 1977.
- TOIVONEN, M.; PELTONEN, A.; HERZON, I.; HELIÖLÄ, J.; LEIKOLA, N.; KUUSSAARI M. High cover of forest increases the abundance of most grassland butterflies in boreal farmland. **Insect Conservation and Diversity**, v. 10, p. 321-330, 2017.
- TOSI, S.; NIEH, J. C. Lethal and sublethal synergistic effects of a new systemic pesticide, flupyradifurone (Sivanto®), on honeybees. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 286, n. 1900, p. 1-9, 2019.
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857-874, 2005.
- TSCHARNTKE, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; KRUESS, A.; THIES, C. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland–cropland landscapes. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 354-363, 2002.
- VILLALOBOS-MORENO, A.; PARDO-LOCARNO, L. C.; CABRERO-SAÑUDO, F. J. Ecological aspects of edaphic grubs (Coleoptera: Scarabaeoidea: Melolonthidae) in tropical forested and intervened ecosystems of the Northeast Colombian Andes. **Boletín Científico Museo de Historia Natural Universidad de Caldas**, v. 25, n. 1, p. 161-176, 2021.
- WALLIS DE VRIES, M. F.; PARKINSON, A. E.; DULPHY, J. P.; SAYER, M.; DIANA, E. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. **Grass and Forage Science**, v. 62, n. 2, p. 185-197, 2007.
- WIENS, J. A. Habitat fragmentation and wildlife populations: The importance of autecology, time, and landscape structure. In: **Proceedings of the trans. 19TH IUGB CONGRESS**, Trondheim, Norway, 20 March 1990. p. 381-391.
- WILKER, I.; LASMAR, C. J.; SCHIMIDT, F. A.; COSTA, M. M. S.; ALMEIDA, D. F.; DUTRA, D. B. S.; ALVES, A. L.; SILVA, L. L.; RIBAS, C. R. Land-use change in the Amazon decreases ant diversity but increases ant-mediated predation. **Insect Conservation and Diversity**, v. 16, n. 3, p. 379-392, 2023.
- WILLIAMS, K. J.; PROBER, S. M.; HARWOOD, T. D.; DOERR, V. A. J.; JEANNERET, T.; MANION, G.; FERRIER, S. **Implications of climate change for biodiversity: a community-level modeling approach**. Canberra: CSIRO Land and Water Flagship, 2014.

WILSON, E. O. **The diversity of life**. Cambridge: Harvard University Press, 1992.

WOODCOCK, B. A.; ISAAC, N. J. B.; BULLOCK, J. M.; ROY, D. B.; GARTHWAITE, D. G.; CROWE, A.; PYWELL, R. F. Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. **Nature Communications**, v. 7, 12459, 2016.

YANG, L. H.; GRATTON, C. Insects as drivers of ecosystem processes. **Current Opinion in Insect Science**, v. 2, p. 26-32, 2014.

ZHOU, Y.; HARTEMINK, A. E.; SHI, Z.; LIANG, Z.; LU, Y. Land use and climate change effects on soil organic carbon in North and Northeast China. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 1230-1238, 2019.

3 EFEITO DA MUDANÇA NO USO DO SOLO SOBRE AS COMUNIDADES DE BESOUROS MELOLONTHIDAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) NO ARCO DE DESMATAMENTO DA AMAZÔNIA BRASILEIRA

RESUMO

Embora a Amazônia forneça bens e serviços ecossistêmicos cruciais para a humanidade, a alarmante conversão de seu ecossistema original devido a atividades agrícolas desafia a manutenção da biodiversidade nesta floresta tropical. Besouros da família Melolonthidae servem como uma ferramenta para avaliar o efeito da mudança no uso do solo na biodiversidade. Neste estudo, foi avaliado o efeito das mudanças no uso do solo em toda a comunidade de Melolonthidae (riqueza de espécies, abundância, biomassa) e em cada subfamília (Rutelinae, Melolonthinae e Dynastinae). Pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) (Arecaceae), pastagem, café (*Coffea canephora* Pierre ex. Froehner) (Rubiaceae) e remanescentes florestais tiveram suas comunidades de Melolonthidae avaliadas em uma região do sul da Amazônia. Os remanescentes florestais abrangeram uma maior riqueza de espécies de Melolonthidae e Rutelinae em comparação com os outros habitats, enquanto as áreas de pastagem tiveram uma maior abundância de Melolonthidae, Dynastinae e Melolonthinae, bem como uma maior biomassa do último grupo. As plantações de café apresentaram a menor riqueza de espécies, abundância e biomassa para todos os níveis taxonômicos estudados. Os resultados fornecem evidências de que a comunidade de besouros Melolonthidae, especialmente Rutelinae, é afetada negativamente pela mudança no uso do solo na Amazônia, reforçando o papel desses besouros para estudos de conservação. Áreas de pastagem são habitats favoráveis para algumas espécies das subfamílias Dynastinae e Melolonthinae, o que sugere que elas podem ser pragas neste ecossistema. Estudos populacionais futuros são necessários para ampliar nossa compreensão deste grupo de insetos.

Palavras-chave: Agroecossistema. Biodiversidade. Paisagens dominadas pelo homem. Espécies indicadoras.

3 EFFECT OF LAND USE CHANGE ON MELOLONTHIDAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) BEETLE COMMUNITIES IN THE DEFORESTATION ARC OF THE BRAZILIAN AMAZON

ABSTRACT

Although Amazon provides crucial goods and ecosystem services for humanity, the alarming conversion of its original ecosystem due to agricultural activities challenges the maintenance of biodiversity in this rainforest. Beetles from the family Melolonthidae serve as a proxy for assessing the effect of land use change on biodiversity. In this study, we evaluated the effect of changes in land use on Melolonthidae entire community (species richness, abundance, biomass) and on each subfamily (Rutelinae, Melolonthinae, and Dynastinae). Melolonthidae communities were assessed in peach palm (*Bactris gasipaes* Kunth) (Arecaceae), pasture, coffee (*Coffea canephora* Pierre ex. Froehner) (Rubiaceae), and forest remnants in a southern Amazon region. Forest remnants encompassed higher species richness of the Melolonthidae and Rutelinae compared to the other habitats, while pasture areas had higher abundance of Melolonthidae, Dynastinae, and Melolonthinae, as well as higher biomass of the last group. Coffee plantations presented the lowest species richness, abundance, and biomass for all taxonomic levels studied. The results provide evidence that the Melolonthidae, especially Rutelinae, beetle community are negatively affected by land use change in Amazon, reinforcing the role of these beetles for conservation studies. Pasture areas are favorable habitats for some species of the Dynastinae and Melolonthinae subfamilies, which suggests that they may be pests in this ecosystem. Future population studies are necessary to broaden our understanding of this group of insects.

Keywords: Agroecosystem. Biodiversity. Human-dominated landscapes. Indicator species.

3.1 Introdução

Mudanças no uso do solo são uma das maiores ameaças à biodiversidade, resultando frequentemente na substituição de habitats heterogêneos por ambientes estruturalmente mais simples (TABARELLI, 2010; BARLOW et al., 2016). Contudo, os impactos dessas alterações podem variar conforme o contexto ecológico. Em alguns casos, mesmo ocorrendo mudanças, determinados ecossistemas conseguem sustentar altos níveis de diversidade em suas comunidades (GRAHAM et al., 2019). No entanto, ecossistemas tropicais, como as florestas tropicais, são extremamente sensíveis a alterações ambientais. As mudanças no uso do solo costumam impactar negativamente a riqueza, a abundância e a composição das espécies, comprometendo as funções ecológicas dessas comunidades (ARAÚJO et al., 2015; SOLAR et al., 2016). Dado que as paisagens antropogênicas tendem a se tornar predominantes no futuro próximo (FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009), compreender os efeitos dos sistemas agrícolas sobre a biodiversidade é fundamental para o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de manejo e conservação.

Os melolontídeos (Coleoptera: Scarabaeoidea: Melolonthidae) são um grupo de besouros com alta diversidade de espécies, encontrado em quase todos os ecossistemas, desde o nível do mar até altitudes de 3.800 m (MORÓN et al., 1997). Essa família é dividida em seis subfamílias: Dynastinae, Euchirinae, Hopliinae, Melolonthinae, Rutelinae e Sericinae, (CHERMAN; MORÓN, 2014). A subfamília Melolonthinae é mais diversa e apresenta maiores abundâncias que Dynastinae e Rutelinae, sendo provavelmente de maior importância ecológica (polinização (principalmente representantes da tribo Cyclocephalini e Rutelini), alimento para outros organismos, reciclagem de matéria orgânica, pragas agrícolas, entre outros), especialmente em áreas modificadas pelo homem (GÁRCIA-ATENCIA et al., 2024).

As larvas de Melolonthidae comumente habitam o solo e exibem hábitos saprófagos, fitófagos ou herbívoros, enquanto os adultos são fitófagos ou não se alimentam (OLIVEIRA; SALVADORI, 2009). A maioria das espécies que se alimenta de raízes e são consideradas pragas de plantas cultivadas pertence às subfamílias Melolonthinae e Dynastinae (MORÓN et al., 1997; OLIVEIRA; SALVADORI, 2009). Essas subfamílias são relativamente práticas para a obtenção de amostras confiáveis de suas assembleias (GARCÍA-LÓPEZ et al., 2011). Além disso, os Melolonthidae podem ser uma ferramenta importante para avaliar o efeito das mudanças no uso do solo, uma vez que suas espécies podem ser sensíveis às mudanças na qualidade do habitat e ao estado de perturbação (MORÓN, 2006; RIVERA-GASPERÍN et al., 2013; MORÓN-RÍOS; MORÓN, 2016). Por exemplo, Otavo et al. (2013) demonstraram que

a ocorrência dos besouros Melolonthidae reduz à medida que os impactos aumentam na Floresta Amazônica.

A floresta amazônica é conhecida como a maior e uma das mais importantes florestas tropicais do mundo em termos de biodiversidade, abrigando uma enorme riqueza de espécies de plantas, animais e microrganismos (MALHI et al., 2008). Esse ecossistema fornece bens e serviços essenciais, como sequestro de carbono, regulação do balanço hídrico e influência nos padrões climáticos e na química do ar, em grande parte do continente (MYERS, 1997; FOLEY et al., 2007). No entanto, a Amazônia apresenta as maiores taxas de desmatamento entre as florestas tropicais do mundo (SONTER et al., 2017; LOVEJOY; NOBRE, 2018). Uma das principais causas da destruição de florestas tropicais é a conversão de áreas naturais em pastagens (FEARNSIDE, 1989; LAURANCE, 2005; ALVES et al., 2009).

Geograficamente, os principais hotspots de desmatamento na Amazônia estão concentrados ao longo do chamado "arco do desmatamento" (FINER; MAMANI, 2020), que se estende pela borda sul da Amazônia brasileira (KALAMANDEEN et al., 2018). Assim, a transformação de florestas nativas em terras agrícolas tende a promover um processo de homogeneização biótica, dificultando a manutenção do funcionamento dos ecossistemas (FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009; BARLOW et al., 2016; SILVA JUNIOR et al., 2021).

Sabendo-se da possibilidade de ocorrerem essas mudanças e por falta de estudos mais aprofundados sobre esse tema, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito das mudanças no uso do solo sobre os besouros Melolonthidae em uma região amazônica. Para isso, foram amostrados besouros em florestas nativas, plantações de pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) (Arecaceae), plantações de café (*Coffea canephora* Pierre ex. Froehner) (Rubiaceae) e pastagens. A riqueza, a composição de espécies, a abundância e a biomassa foram os indicadores utilizados para avaliar os efeitos das mudanças no uso do solo sobre as assembleias de Melolonthidae. Também foram analisados os efeitos do uso do solo tanto para a família Melolonthidae como para cada subfamília (Melolonthinae, Dynastinae e Rutelinae).

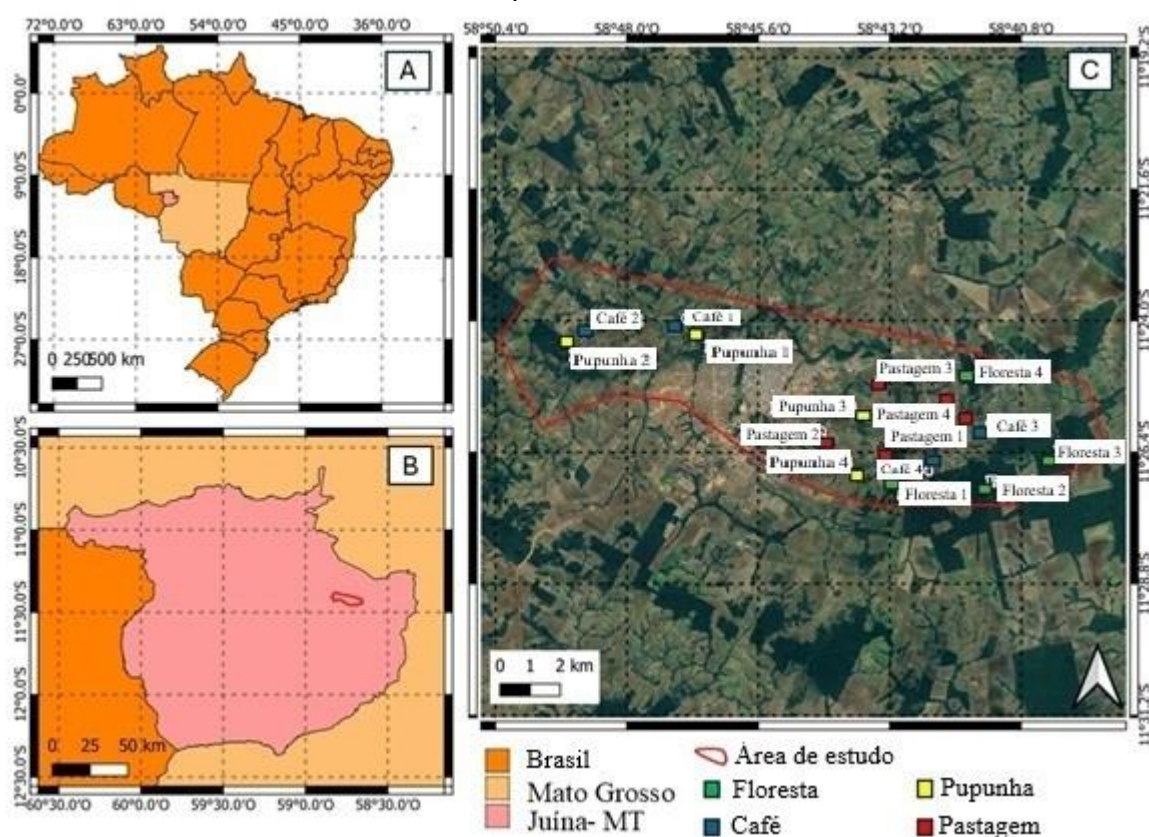
3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado no município de Juína, localizado no "arco do desmatamento" amazônico, no estado de Mato Grosso, Brasil (11°25' S; 58°46' O; 320 m acima do nível do mar) (Figuras 1A e 1B). O clima da região é uma transição entre monção tropical (Am) e tropical quente e úmido (Aw), de acordo com a classificação de Köppen. A

região apresenta cerca de 2.000 mm de precipitação média anual e temperatura média de 24 °C, variando entre 20 e 40 °C (BATISTÃO et al., 2013). Há duas estações bem definidas: a estação seca (de maio a setembro, com menos de 100 mm de precipitação média mensal) e a estação chuvosa (de outubro a abril, com cerca de 330 mm de precipitação média mensal (ALVARES et al., 2014). A fisionomia dominante é a terra firme, uma floresta tropical perene não alagável, com áreas alagáveis de floresta tropical (várzea).

Figura 1 - (A) Mapa do Brasil, destacando o estado de Mato Grosso e o município de Juína. (B) Representação da área de estudo localizada no município de Juína-MT. (C) Representação detalhada da área de estudo, indicando os pontos de coleta nos diferentes habitats.



Fonte: Autor (2025).

Após incursões europeias nessa região amazônica, o uso do solo antropogênico foi historicamente baseado na extração de madeira em florestas conservadas e mineração (GOMES; SANTOS, 2001; IORIS, 2009). A paisagem de Juína é composta principalmente por remanescentes de florestas nativas amazônicas, que apresentam diferentes tamanhos de fragmentos e graus de conservação. A matriz da região é composta por diversas práticas agrícolas, como plantações de pupunha, café e pastagens utilizadas para pecuária (IORIS, 2009). Assim, este estudo foi realizado em quatro tipos de habitat que representam os usos

não nativos da terra local (Figura 1C): florestas nativas, plantações de pupunha, plantações de café e pastagens.

- (i) As florestas nativas apresentavam poucos sinais de atividades antropogênicas (por exemplo, extração de madeira) e abrigavam espécies vegetais comuns da Amazônia, como *Bertholletia excelsa* Bonpl., 1808 (Lecythidaceae), cedro *Cedrela fissilis* Vell., 1829 (Meliaceae), sumaúma *Ceiba pentandra* Gaertn., 1791 (Malvaceae), copaíba *Copaifera glycyarpa* Ducke, 1933 (Fabaceae), tamburil *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, 1893 (Fabaceae), ipê-amarelo-da-mata *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose, 2007 (Bignoniaceae), jatobá *Hymenaea courbaril* L., 1753 (Fabaceae) e ingá-cipó *Inga edulis* Mart., 1837 (Fabaceae). As florestas nativas são fragmentos florestais conservados que variam de 78 a 790 ha, localizados em unidades de conservação.
- (ii) As plantações de pupunha foram estabelecidas entre 2012 e 2016, e seus habitats variam de 0,5 a 5 ha. Essas plantações compreendem plantas dispostas a 1 m de distância umas das outras em linhas, com 2 m de largura entre as fileiras, resultando em uma densidade de 5.000 plantas de pupunha/ha. Cada planta alcança cerca de 3 m de altura, formando uma estrutura de vegetação com dossel fechado. O extrativismo de palmito da pupunha ocorre quando as plantas atingem cerca de 1,70 m de altura, sendo realizado a cada quatro meses. Após o corte, o manejo envolve o desbaste para que permaneçam apenas três perfilhos vigorosos por touceira.
- (iii) As plantações de café incluem a espécie conilon/robusta *C. canephora* e abrangem áreas de 2,1 a 9,2 ha. As plantas são espaçadas em 3 × 2 m entre si, resultando em uma densidade de 1.666 plantas de café/ha. O manejo do solo inclui controle de pragas e doenças das plantas, bem como fertilização.
- (iv) As pastagens incluem a gramínea exótica *Urochloa decumbens* Stapf. (Poaceae), estabelecida entre 8 e 22 anos antes deste estudo. Esses habitats possuem áreas de 4,5 a 10 ha e não recebem fertilizantes. O gado nessas pastagens é vacinado contra febre aftosa e brucelose, e são utilizados ivermectina, doramectina e vermífugos orais (albendazol) para controle de parasitas.

3.2.2 Amostragem de besouros

Os Melolonthidae foram amostrados mensalmente, entre novembro de 2021 e outubro de 2022. Cada tipo de habitat (floresta nativa, plantações de pupunha e café, pastagens) foi

amostrado em quatro áreas distintas, espaçadas por no mínimo 1 km, totalizando 16 réplicas. Este estudo realizou um esforço de 192 amostras (12 meses $\times$ 4 tipos de habitat $\times$ 4 locais).

Para amostrar os Melolonthidae, uma armadilha luminosa (luz LED recarregável de 100 W) foi instalada no centro de cada um dos 16 locais de estudo. Essas armadilhas luminosas foram adaptadas das armadilhas modelo "Luiz de Queiroz" (Figura 2), sendo utilizadas com sucesso para atrair besouros Melolonthidae (BUSS, 2006; ARAGÓN-GARCÍA et al., 2008; GARCÍA-LÓPEZ et al., 2011). As armadilhas permaneceram em campo por 12 horas – das 18:00 às 6:00 do dia seguinte. Os insetos coletados foram armazenados em sacos plásticos com álcool a 70% e posteriormente triados nos laboratórios de biologia do Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia de Mato Grosso, Campus Juína.

Figura 2 - Armadilha luminosa tipo "Luiz-de-Queiroz".



Fonte: Autor (2025).

Os besouros Melolonthidae foram identificados até o nível de gênero com o auxílio de chaves taxonômicas (FREY, 1973; MORÓN, 1990; EVANS, 2003; KRAJCIK, 2008; CHERMAN; MORÓN, 2014; CHERMAN et al., 2019; DUARTE; GROSSI, 2024), e as espécies foram identificadas com o auxílio do Dr. Fernando Zagury Vaz-de-Mello, da Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT). Os indivíduos foram depositados na Coleção Entomológica da UFMT (CEMT – UFMT) e na Coleção Entomológica do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso (IFMT) (Juína, Mato Grosso, Brasil). Para registrar a biomassa das espécies, todos os indivíduos coletados foram secos em estufa (40 ± 5 °C) e pesados em balança com precisão de 0,0001 g.

3.2.3 Análise dos dados

Para estimar a eficiência de amostragem dos Melolonthidae em cada tipo de habitat, foi utilizada a abordagem de cobertura de amostragem do iNEXT (CHAO et al., 2014; HSIEH et al., 2016). Essa abordagem considera o número total de indivíduos de cada espécie em cada amostra para estimar a cobertura da amostragem (HSIEH et al., 2016). As estimativas foram realizadas no software online iNEXT.

3.2.3.1 Efeitos do tipo de habitat sobre as assembleias de Melolonthidae

Todas as análises subsequentes foram realizadas tanto para a assembleia completa de Melolonthidae quanto para cada subfamília separadamente (Dynastinae, Melolonthinae e Rutelinae). A subfamília Sericinae não foi analisada separadamente, devido à quantidade limitada de dados para este grupo (Tabela 1).

Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs) foram utilizados para avaliar o efeito dos tipos de habitat (floresta nativa, plantações de pupunha e café, pastagens – variáveis preditoras) sobre a riqueza de espécies, abundância e biomassa dos Melolonthidae (variáveis resposta). O tipo de habitat foi considerado o fator fixo e os meses de coleta foram considerados como fator aleatório no modelo. Para selecionar os modelos mais adequados, análises residuais foram realizadas nos GLMMs (CRAWLEY, 2013). Posteriormente, análises de contraste foram realizadas para testar diferenças entre pares (CRAWLEY, 2013). As análises GLMM foram conduzidas no software R Studio versão 4.3.3 (R CORE TEAM, 2023).

Tabela 1 - Tabela de desvios de modelos lineares generalizados com as variáveis independentes (tipos de habitats: floresta, pastagem, pupunha e café) e as variáveis dependentes (riqueza de espécies, abundância e biomassa) da assembléia de melolontídeos e três subfamílias (Dynastinae, Melolonthinae e Rutelinae) em uma região Amazônica. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

	Distribuição	Qui	P-Valor
Tipos de habitats ~ Riqueza de espécies			
Melolonthidae	Poisson	19,071	< 0,001
Dynastinae	Poisson	5,8098	0,121
Melolonthinae	Poisson	8,128	0,043
Rutelinae	Poisson	9,938	0,019
Tipos de habitats ~ Abundância			
Melolonthidae	Binomial negativa	13,209	0,004
Dynastinae	Binomial negativa	22,298	< 0,001
Melolonthinae	Binomial negativa	11,33	0,010
Rutelinae	Binomial negativa	9,6345	0,022
Tipos de habitats ~ Biomassa			
Melolonthidae	Binomial negativa	11,736	0,008
Dynastinae	Binomial negativa	6,8568	0,076
Melolonthinae	Binomial negativa	19,658	< 0,001
Rutelinae	Gaussiana	6,6708	0,083

Fonte: Autor (2025).

O efeito do tipo de habitat na estrutura das assembleias de Melolonthidae (isto é, distribuição e abundância de espécies) foi testado com a Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA), com 999 permutações (ANDERSON, 2001). Para testar as diferenças de dispersão multivariada dos dados entre os tipos de habitat, foi utilizada a Análise Multivariada Permutacional de Dispersão (PERMDISP) (ANDERSON, 2001). Para explorar visualmente os agrupamentos dos dados de Melolonthidae e de cada subfamília separadamente, foi utilizada a Ordenação Multidimensional Não Métrica (NMDS) (ANDERSON; WILLIS, 2003). A NMDS, PERMANOVA e PERMDISP foram realizadas com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis, que é sensível aos dados de abundância das espécies. Os dados foram transformados por raiz quadrada para evitar viés causado por espécies superabundantes. PERMANOVA, PERMDISP e NMDS foram realizadas no software Primer versão 6.0 (CLARKE; GORLEY, 2006).

3.2.3.2 Valor indicador de espécies

O Valor Indicador (IndVal) foi utilizado para determinar o potencial indicador de espécies para cada habitat estudado (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). O IndVal considera a fidelidade e a distribuição relativa das espécies em cada tratamento (isto é, tipo de habitat). Foram realizadas 5.000 randomizações para estimar o valor indicador de cada espécie de Melolonthidae (teste de Monte Carlo; $P < 0,05$). A análise IndVal foi realizada no pacote "indicspecies" do software R Studio (CÁCERES et al., 2022; R CORE TEAM, 2023).

3.3 Resultados

Um total de 3.586 indivíduos de Melolonthidae representando 4 subfamílias, 26 gêneros e 72 espécies, foram coletados. Foram coletadas 58 espécies em florestas nativas ($n = 674$), 37 espécies ($n = 1.393$) em pastagens, 31 espécies ($n = 915$) em plantações de pupunha e 31 espécies ($n = 604$) em plantações de café (Tabela 2). Para cada tipo de habitat, o estimador de cobertura de amostragem indicou alta eficiência de amostragem ($> 97\%$) (Tabela 2). Isso indica que o esforço foi adequado para representar as assembleias de besouros Melolonthidae nos habitats estudados.

Tabela 2 - Riqueza de espécies, abundância e cobertura amostral de besouros Melolonthidae amostrados com armadilhas de luz em diferentes tipos de habitat na região de Juína-MT no bioma Amazônico.

Espécie	Café	Floresta	Pastagem	Pupunha	Total
Dynastinae					
<i>Aspidolea</i> sp.1		3		1	4
<i>Aspidolea</i> sp.2			2		2
<i>Aspidolea</i> sp.3		1			1
<i>Bothynus horridus</i> Endrödi, 1968		2	1		3
<i>Bothynus medon</i> (Germar, 1824)	7		12	17	36
<i>Coelosis biloba</i> (Linnaeus, 1767)	1	2			3
<i>Cyclocephala cartwrighti</i> Endrödi, 1964		2			2
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>amazona</i> (Linnaeus, 1767)	1	1	1		3
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>amblyopsis</i> Bates, 1888				1	1
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>guianae</i> Endrodi 1969	6				6
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>lunulata</i> Burmeister, 1847		1			1
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>ohausiana</i> Höhne, 1923		3	1		4

<i>Cyclocephala</i> cf. <i>pugnax</i> Arrow, 1914	2	8		2	12
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>rondoniana</i> Ratcliffe, 1992	51	39	139	77	306
<i>Cyclocephala dilatata</i> (Prell, 1934)	2				2
<i>Cyclocephala epistomalis</i> Bates, 1888		2			2
<i>Cyclocephala fulgurata</i> Burmeister, 1847	16	26	46		88
<i>Cyclocephala minuta</i> Burmeister, 1847	4	6	6	2	18
<i>Cyclocephala</i> sp.1			1		1
<i>Cyclocephala</i> sp.2				1	1
<i>Cyclocephala</i> sp.3	7	2		2	11
<i>Cyclocephala</i> sp.4			1		1
<i>Cyclocephala stictica</i> Burmeister, 1847	1	1		1	3
<i>Dyscinetus</i> sp.	40	44	71	37	192
<i>Enema pan</i> (Fabricius, 1775)		6	3		9
<i>Euetheola humilis</i> (Burmeister, 1847)	57	32	128	76	293
<i>Euligyus</i> sp.	1				1
<i>Ligyus</i> sp.				1	1
<i>Megaceropsis kleytoni</i> Duarte, Grossi & Vaz-de-Mello, 2024		1			1
<i>Phileurus didymus</i> (Linnaeus, 1758)		1			1
<i>Sternocrates</i> sp.1		1			1
<i>Sternocrates</i> sp.2	3	3	4	2	12
<i>Sternocrates</i> sp.3	5	11	26	4	46
<i>Sternocrates</i> sp.4	2	3			5
<i>Strategus surinamensis hirtus</i> Sternberg, 1910	1	4	4	2	11
Subtotal	206	205	446	225	1082
Melolonthinae					
<i>Faula</i> sp.	20	4	19	21	64
<i>Isonychus</i> sp.1	5	11	9	10	35
<i>Isonychus</i> sp.2		2			2
<i>Liogenys bidenticeps</i> Moser, 1919	3	18	17	21	59
<i>Liogenys fusca</i> Blanchard, 1851	199	243	530	271	1243
<i>Phyllophaga</i> sp.1	44	30	116	52	242
<i>Phyllophaga</i> sp.2	41	30	64	24	159
<i>Phyllophaga</i> sp.3		1		15	16

<i>Phyllophaga</i> sp.4		1			1
<i>Phyllophaga</i> sp.5		1			1
<i>Plectris</i> sp.1		4	1	1	6
<i>Plectris</i> sp.2		2			2
<i>Plectris</i> sp.3		4			4
<i>Plectris</i> sp.4			5		5
<i>Plectris</i> sp.5	4	10	1	3	18
<i>Plectris</i> sp.6			1		1
<i>Plectris</i> sp.7		1	1		2
<i>Plectris</i> sp.8			1		1
<i>Plectris</i> sp.9		5			5
Subtotal	316	367	765	419	1867
Rutelinae					
<i>Bolax</i> sp.		4			4
<i>Leucothyreus</i> cf. <i>campestris</i> Burmeister, 1855	66	32	151	249	498
<i>Leucothyreus</i> sp.1		1	1		2
<i>Leucothyreus</i> sp.2		1			1
<i>Lobogeniates</i> sp.1		6	4	5	15
<i>Lobogeniates</i> sp.2		6	4	4	14
<i>Paranomala</i> cf. <i>undulata</i> (Melsheimer, 1845)		4			4
<i>Paranomala</i> sp.	1			1	2
<i>Paranomala</i> <i>testaceipennis</i> (Blanchard, 1851)	8	17	11	8	44
<i>Pelidnota</i> cf. <i>crassipes</i> Ohaus, 1905		1			1
<i>Pelidnota herbacea</i> Blanchard, 1851	1	9	5	2	17
<i>Pelidnota vazdemelloi</i> (Soula, 2006)		1			1
<i>Trizogeniates</i> cf. <i>vazdemelloi</i> Ferreira, Bravo, Grossi & Seidel, 2019		3			3
<i>Trizogeniates</i> cf. <i>zuzanae</i> Ferreira, Bravo, Grossi & Seidel, 2019	1	5			6
Subtotal	78	90	176	269	613
Sericinae					
<i>Astaena</i> sp.1	4	6	1	2	13
<i>Astaena</i> sp.2		2	1		3
<i>Astaena</i> sp.3		2	4		6

<i>Blepharotoma</i> sp.	2		2		
Subtotal	4	12	6	2	24
Número total de indivíduos	604	674	1393	915	3586
Número total de espécies	31	58	37	31	
Cobertura amostral (%)	98,68	97,78	99,07	99,24	

Fonte: Autor (2025).

3.3.1 Respostas de Melolonthidae ao tipo de habitat

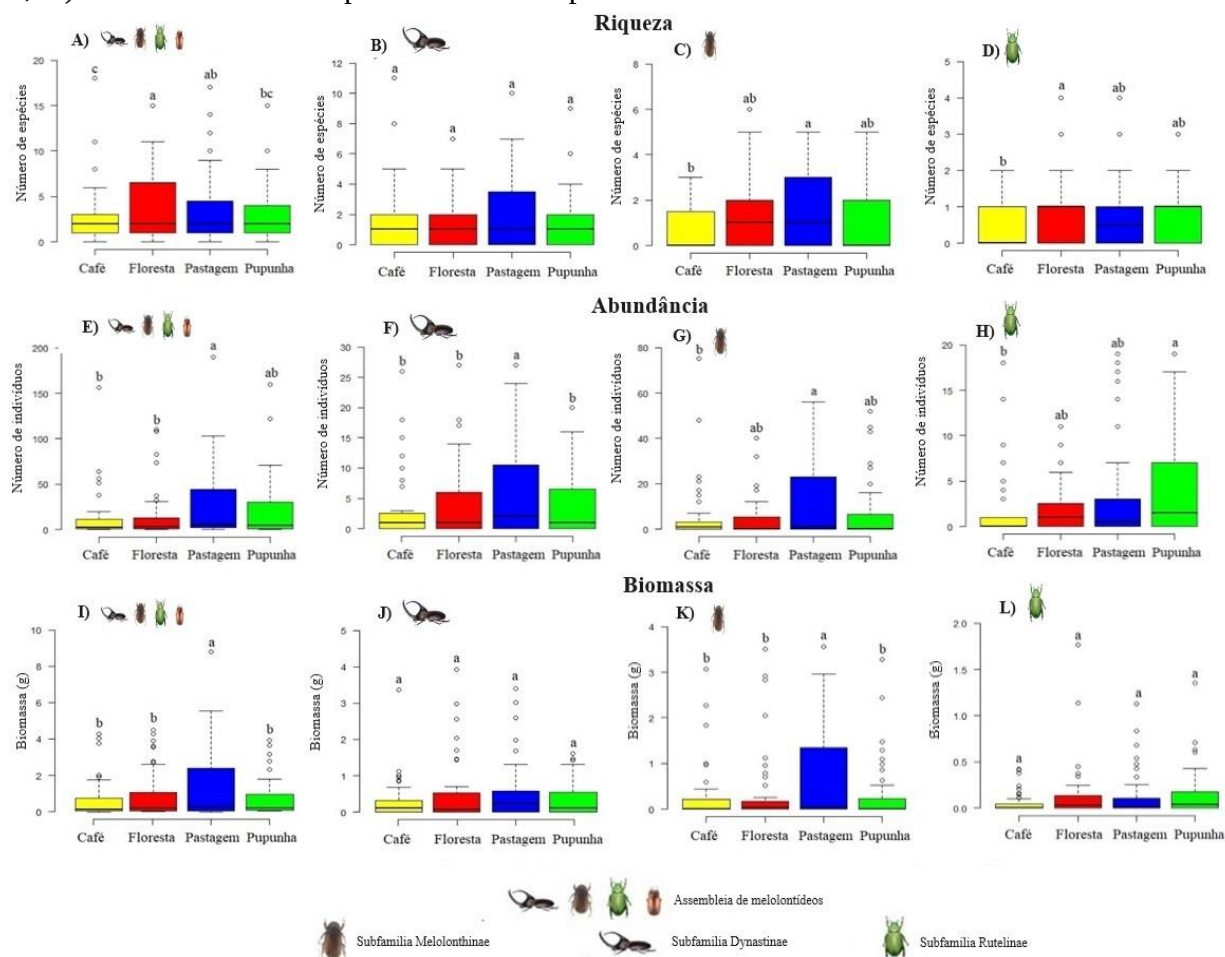
3.3.1.1 Riqueza de espécies, abundância e biomassa

A riqueza de espécies de Melolonthidae foi maior na floresta nativa, em comparação com as plantações de café e pupunha ($\chi^2_{3,176} = 19,07$, $p < 0,01$) (Tabela 1, Figura 3A). Além disso, a riqueza de espécies em pastagens foi maior do que nas plantações de café (Figura 3A). A riqueza de espécies de Dynastinae não apresentou diferenças significativas entre os tipos de habitat ($\chi^2_{3,176} = 5,81$, $p = 0,12$) (Tabela 1, Figura 3B). Para Melolonthinae, a riqueza foi maior em pastagens do que nas plantações de café, mas não foram encontradas diferenças entre os outros tipos de habitat ($\chi^2_{3,176} = 8,12$, $p < 0,05$) (Tabela 1, Figura 3C). A riqueza de espécies de Rutelinae foi maior na floresta nativa do que nas plantações de café, sem diferenças significativas entre os demais habitats ($\chi^2_{3,176} = 9,93$, $p < 0,05$) (Tabela 1, Figura 3D).

A abundância de besouros Melolonthidae foi maior em pastagens do que na floresta nativa e plantações de café, mas não diferiu entre pastagens e plantações de pupunha ($\chi^2_{3,176} = 13,21$, $p < 0,01$) (Tabela 1, Figura 3E). A abundância de Dynastinae foi mais alta em pastagens ($\chi^2_{3,176} = 22,30$, $p < 0,01$) (Tabela 1, Figura 3F). Para Melolonthinae, a abundância foi maior em pastagens do que nas plantações de café ($\chi^2_{3,176} = 11,33$, $p = 0,01$) (Tabela 1, Figura 3G). Em relação aos besouros Rutelinae, a abundância foi maior em plantações de pupunha do que em plantações de café ($\chi^2_{3,176} = 9,63$, $p < 0,05$) (Tabela 1, Figura 3H).

Os valores de biomassa de Melolonthidae foram maiores em pastagens ($\chi^2_{3,176} = 11,74$, $p < 0,01$) (Tabela 1, Figura 3I). A biomassa de Dynastinae não apresentou diferenças significativas entre os tipos de habitat ($\chi^2_{3,176} = 6,86$, $p = 0,077$) (Tabela 1, Figura 3J). De forma semelhante ao observado em Melolonthidae, a biomassa de Melolonthinae foi maior em pastagens ($\chi^2_{3,176} = 19,65$, $p < 0,01$) (Tabela 1, Figura 3K). A biomassa de Rutelinae não apresentou diferenças significativas entre os tipos de habitat ($\chi^2_{3,176} = 6,67$, $p = 0,08$) (Tabela 1, Figura 3L).

Figura 3 - Riqueza média e abundância média de espécies, e biomassa média da assembleia de besouros Melolonthidae (A, E e I) e suas subfamílias Dynastinae (B, F e J), Melolonthinae (C, G e K) e Rutelinae (D, H e L) amostradas em diferentes habitats na Floresta Amazônica. Letras diferentes acima das barras indicam diferenças estatísticas entre os tipos de habitat ($p < 0,05$). As barras de erro representam $\pm$ erro padrão.



Fonte: Autor (2025).

3.3.1.2 Estrutura das assembleias

A análise PERMANOVA dos dados de Melolonthidae revelou que todos os tipos de habitat eram significativamente diferentes entre si (Pseudo-F = 2,72, $p < 0,01$) (Tabela 3, Figura 4A), exceto para plantações de café e pastagens ($t = 1,12$; $p = 0,24$) (Tabela 3). Para Dynastinae, as plantações de pupunha apresentaram uma composição de espécies distinta em relação à floresta nativa e às pastagens (Pseudo-F = 3,00, $p < 0,01$) (Tabela 4, Figura 4B). Em relação a Melolonthinae, a composição de espécies na floresta nativa diferiu significativamente das plantações de café e das pastagens (Pseudo-F = 1,88; $p = 0,02$) (Tabela 5, Figura 4C). De forma semelhante, a composição de espécies de Rutelinae na floresta nativa foi significativamente diferente de todos os outros tipos de habitat (Pseudo-F = 3,83; $p < 0,03$)

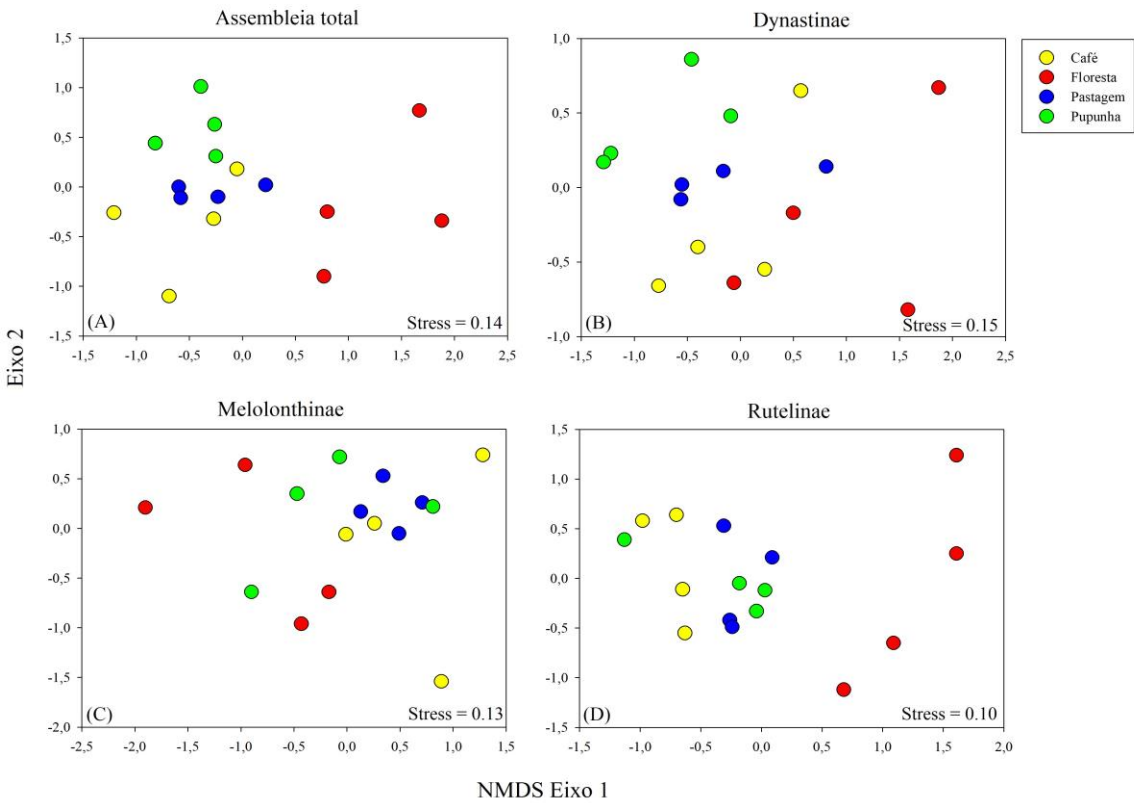
(Tabela 6, Figura 4D).

Tabela 3 - Resultados dos testes PERMANOVA e PERMDISP pareados para examinar diferenças na composição de espécies da assembleia total de besouros Melolonthidae entre diferentes habitats no bioma Amazônico.

Habitats	PERMANOVA		PERMDISP	
	t valor	P valor	t valor	P valor
Café × Floresta	1,6149	0,046*	1,1753	0,342
Café × Pastagem	1,1225	0,242	3,5937	0,022*
Café × Pupunha	1,5501	0,036*	2,2586	0,113
Floresta × Pastagem	1,7122	0,033*	4,3264	0,033*
Floresta × Pupunha	1,9831	0,039*	3,2493	0,024*
Pastagem × Pupunha	1,6785	0,026*	2,5626	0,284

*Estatisticamente significativo ($p < 0,05$).
Fonte: Autor (2025).

Figura 4 - Resultados da escala multidimensional não métrica (NMDS) construídos a partir de matrizes de Bray-Curtis para a assembleia de besouros Melolonthidae e suas subfamílias Dynastinae, Melolonthinae e Rutelinae, amostradas em diferentes tipos de habitat na Floresta Amazônica.



Fonte: Autor (2025).

Tabela 4 - Resultados do teste PERMANOVA e PERMDISP pareados para examinar diferenças na composição de espécies da subfamília Dynastinae entre diferentes habitats no bioma Amazônico.

Habitats	PERMANOVA		PERMADISP	
	t valor	P valor	t valor	P valor
Café × Floresta	1,5088	0,064	1,1046	0,391
Café × Pastagem	1,2072	0,273	1,0754	0,415
Café × Pupunha	1,5719	0,055	0,54227	0,609
Floresta × Pastagem	1,7758	0,056	2,0329	0,174
Floresta × Pupunha	2,2989	0,033*	1,9884	0,098
Pastagem × Pupunha	1,7305	0,031*	0,85879	0,517

*Estatisticamente significativo ($p < 0,05$).

Fonte: Autor (2025).

Tabela 5 - Resultados dos testes PERMANOVA e PERMDISP pareados para examinar diferenças na composição de espécies da subfamília Melolonthinae entre diferentes habitats no bioma Amazônico.

Habitats	PERMANOVA		PERMDISP	
	t valor	P valor	t valor	P valor
Café × Floresta	1,5664	0,036*	0,040039	1
Café × Pastagem	0,96571	0,561	2,2628	0,038
Café × Pupunha	1,0904	0,382	0,49129	0,767
Floresta × Pastagem	1,8645	0,033*	6,6672	0,028*
Floresta × Pupunha	1,2894	0,139	0,98687	0,392
Pastagem × Pupunha	1,2901	0,264	3,257	0,022*

*Estatisticamente significativo ($p < 0,05$).

Fonte: Autor (2025).

Tabela 6 - Resultados dos testes PERMANOVA e PERMDISP pareados para examinar diferenças na composição de espécies da subfamília Rutelinae entre diferentes habitats no bioma Amazônico. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Habitats	PERMANOVA		PERMADISP	
	t valor	P valor	t valor	P valor
Café × Floresta	2,3398	0,027*	2,6869	0,034*
Café × Pastagem	0,98929	0,343	0,077421	0,975
Café × Pupunha	1,1766	0,267	1,2428	0,402
Floresta × Pastagem	1,8107	0,039*	2,7716	0,039*
Floresta × Pupunha	2,4941	0,021*	3,9318	0,027*
Pastagem × Pupunha	0,69865	0,728	1,4604	0,381

*Estatisticamente significativo ($p < 0,05$).

Fonte: Autor (2025).

A análise PERMDISP indicou que a dispersão dos dados de Melolonthidae entre as

plantações de café e a floresta nativa foi semelhante ($t = 1,36$; $p = 0,34$), assim como entre plantações de café e pupunha ($t = 2,13$; $p = 0,113$) e entre pastagens e plantações de pupunha ($t = 1,63$; $p = 0,284$) (Tabela 3, Figura 4A). Todos os outros tipos de habitat diferiram significativamente entre si (Permdisp-F = 9,65) ($p = 0,01$). Para Dynastinae, não houve diferenças na dispersão dos dados entre os tipos de habitat (Permdisp-F = 1,9812; $p = 0,345$) (Tabela 4, Figura 4B). Em relação aos besouros Melolonthinae, a análise PERMDISP revelou que as pastagens apresentaram menor dispersão de dados em comparação com outros habitats (Tabela 5, Figura 4C). A dispersão dos dados de Rutelinae indicou que a floresta nativa possui maior dispersão de espécies, diferindo significativamente de todos os outros tipos de habitat (Permdisp-F = 6,61; $p = 0,01$) (Tabela 6, Figura 4D).

3.3.1.3 Valor indicador de espécie

Das 72 espécies avaliadas, seis foram consideradas indicadoras de pastagens, quatro foram indicadoras de florestas nativas, uma espécie foi indicadora de plantações de café e uma espécie foi indicadora de plantações de pupunha (Tabela 7).

Tabela 7 - Espécies indicadoras para cada habitat, com seus respectivos valores IndVal (%).

Espécies	Habitat	IndVal (%)	P valor
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>guianae</i> Endrodi, 1969	Café	75%	0,036
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>pugnax</i> Arrow, 1914	Floresta	66%	0,025
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>rondoniana</i> Ratcliffe, 1992	Pastagem	45%	0,015
<i>Cyclocephala fulgurata</i> Burmeister, 1847	Pastagem	53%	< 0,01
<i>Dyscinetus</i> sp.	Pastagem	37%	0,047
<i>Euetheola humilis</i> (Burmeister, 1847)	Pastagem	43%	0,018
<i>Leucothyreus</i> cf. <i>campestris</i> Burmeister, 1855	Pupunha	50%	0,013
<i>Liogenys fusca</i> Blanchard, 1851	Pastagem	42%	0,022
<i>Phyllophaga</i> sp.1	Pastagem	48%	0,019
<i>Plectris</i> sp.3	Floresta	75%	0,024
<i>Plectris</i> sp.5	Floresta	55%	0,047
<i>Plectris</i> sp.9	Floresta	75%	0,032

Fonte: Autor (2025).

3.4 Discussão

Neste estudo, foram avaliados, pela primeira vez, os efeitos das mudanças no uso do

solo sobre as assembleias de Melolonthidae em uma floresta tropical. Os resultados destacaram alterações consistentes na composição das espécies e redução na riqueza total da assembleia ao comparar florestas com sistemas agrícolas. As plantações de café foram associadas à menor riqueza, abundância e biomassa da assembleia total de Melolonthidae. Cada subfamília apresentou uma resposta específica às mudanças no uso do solo, embora Dynastinae tenha demonstrado ser menos sensível a essas alterações em comparação com as demais subfamílias. Os resultados indicam o impacto negativo das mudanças no uso do solo sobre os besouros Melolonthidae, reforçando a importância da manutenção de habitats naturais para a conservação desse grupo em florestas tropicais.

3.4.1 Respostas de Melolonthidae ao tipo de habitat

As florestas apresentaram maior riqueza de espécies para a assembleia de melolontídeos e para todas as subfamílias. Observa-se uma maior diversidade de Melolonthidae nas florestas quando comparadas com sistemas agrícolas em paisagens tropicais, como demonstrado por Pardo-Locarno (2013) na Colômbia e por Cherman et al. (2014a) no Brasil. Tal padrão é esperado, dada a complexidade estrutural e a ampla diversidade de material vegetal que os besouros melolontídeos utilizam (BROWN et al., 2001; MORÓN, 2020; DRISCOLL; WEIR, 2005; HAINES-YOUNG, 2009; NEWBOLD et al., 2015). Esse resultado indica que as florestas possuem uma maior disponibilidade de nichos ecológicos quando comparadas aos habitats agrícolas, o que pode refletir uma maior capacidade de abrigar uma ampla variedade de espécies (MACARTHUR; WILSON, 1967; TEWS et al., 2004).

As pastagens apresentaram maiores abundâncias de melolonthídeos em comparação aos outros tipos de habitat. A substituição da floresta por pastagem modifica completamente o ambiente, causando efeitos adversos para algumas espécies, que ficam restritas às condições florestais, enquanto outras espécies de Melolonthidae se estabelecem com grandes populações em áreas perturbadas (MORÓN, 1985; MORÓN, 2001; PARDO-LOCARNO et al., 2011). Isso ocorre porque as poucas espécies que prosperam nos pastos são mais tolerantes às mudanças na dinâmica ambiental (ESCOBAR et al., 2007) e podem enfrentar baixa competição por recursos, permitindo-lhes aumentar sua abundância (PANIZZI; PARRA, 2009, 2012). A pupunha apresenta a maior abundância de Rutelinae, o que pode estar relacionado ao alto número de indivíduos de *Leucothyreus* cf. *campestris* encontrados nesse habitat. Na subfamília Rutelinae, existem espécies de importância econômica, principalmente nos gêneros *Anomala* e *Leucothyreus*, que atacam espécies vegetais de interesse agrícola,

como sorgo, milho, pastagens e palmeiras (FERREIRA, 2016). Portanto, a alta abundância de besouros rizófagos nesses habitats (por exemplo, pastagem e plantação de pupunha) demonstra que eles estão adaptados às novas condições ambientais impostas por esses habitats agrícolas. Assim, é necessário monitorar os possíveis danos causados por essas espécies para compreender melhor seu papel como pragas nesses habitats agrícolas (SALVADORI; PEREIRA, 2006; CHERMAN et al., 2014a; DUCHINI et al., 2017).

As pastagens apresentaram alta biomassa de todos os grupos taxonômicos analisados. Nesse estudo, a maior biomassa nas pastagens, em comparação com outros habitats, foi impulsionada pela alta abundância de algumas espécies, como *Cyclocephala* cf. *rondoniana* Ratcliffe, 1992, *Euetheola humilis* (Burmeister, 1847), *Liogenys fusca* Blanchard, 1851 (n = 530) e *Phyllophaga* sp.1. Assim, a redução da biodiversidade devido à intervenção humana nos ecossistemas naturais permite o aumento da abundância e biomassa de muitas espécies que se alimentam estritamente ou facultativamente de raízes (LAVELLE; KOHLMANN, 1984; MORÓN, 2001; PARDO-LOCARNO, 2013). É importante considerar que espécies superabundantes podem distorcer as tendências observadas na biomassa devido ao peso imposto por suas abundâncias (HOOPER et al., 2005; HILLEBRAND et al., 2008). Como ambientes com alta biomassa oferecem condições favoráveis ao desenvolvimento de organismos, nossos resultados sugerem que as pastagens podem favorecer a colonização de besouros rizófagos da família Melolonthidae devido à alta disponibilidade de alimentos e condições abióticas adequadas (por exemplo, temperatura e luz) (OLIVEIRA; SALVATORI, 2012; DUCHINI et al., 2017).

As plantações de café apresentaram os menores valores de riqueza, abundância e biomassa de Melolonthidae. O uso intensivo de pesticidas nessas lavouras pode impactar direta e indiretamente os besouros dessa família, reduzindo sua diversidade. Isso ocorre porque o cultivo do café nas áreas de amostragem é realizado de forma convencional, seguindo todas as recomendações técnicas da cultura, incluindo a aplicação de inseticidas e fungicidas para o controle de pragas e doenças, respectivamente (relato dos proprietários das áreas). A redução na resposta da comunidade de besouros já foi observada em Carabidae (CÁRCAMO et al., 1995; ELLSBURY et al., 1998; KROMP, 1999). Além disso, as alterações no solo resultantes do manejo agrícola nas plantações de café, como a aração e a remoção da cobertura vegetal, também podem impactar negativamente as populações de besouros que dependem de condições específicas do solo, como os besouros das famílias Melolonthidae (MORÓN, 2001) e Carabidae (VIRIĆ-GAŠPARIĆ et al., 2017). O uso de pesticidas e o manejo agrícola reduzem a disponibilidade de recursos alimentares, refúgios e

abrigos adequados nessas áreas, limitando as populações de besouros (CHERMAN et al., 2014b; GARCÍA-ATENCIA; AMAT-GARCÍA, 2021). Esses fatores contribuem para a redução da riqueza de espécies, abundância e biomassa desses insetos em paisagens dominadas pelo cultivo de café.

Como esperado, as florestas apresentam uma composição única de assembleia de melolontídeos, diferenciando-se de todos os outros habitats. Assim, foi registrado um padrão de segregação da composição de espécies entre ambientes naturais e habitats agrícolas, o que também foi documentado em outros estudos com assembleias de insetos em florestas tropicais, como besouros rola-bostas (SALOMÃO et al., 2020; NORIEGA et al., 2021; CORREA et al., 2024), abelhas (BRETAGNOLLE; GABA, 2015; EKROOS et al., 2020; OCKERMÜLLER et al., 2023) e borboletas (BERGEROT et al., 2011; PEARSE; ALTERMATT, 2013). Isso evidencia o alto grau de especificidade de habitat dos besouros da família Melolonthidae e de outros artrópodes terrestres nas florestas tropicais. A conversão de florestas em habitats simplificados, além de resultar na perda de riqueza de espécies, também altera a composição da comunidade de insetos (SÁNCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019), destacando a importância das florestas tropicais nativas para a conservação da diversidade de besouros Melolonthidae nessas paisagens tropicais.

Espécies de melolontídeos habitando florestas e plantações de café apresentaram maior valor de dispersão (um indicativo da β -diversidade) do que pastagem e plantações de pupunha. Florestas e plantações de café são caracterizadas por plantas cujos troncos caem e apodrecem ao longo do tempo; esses recursos podem ser distribuídos nesses ambientes de maneira heterogênea, o que pode aumentar o número de nichos disponíveis (TEWS et al., 2004; STEIN et al., 2014), favorecendo espécies saprófagas, espécies fitófagas que podem se alimentar de raízes, que, por sua vez, podem explorar recursos de diferentes nichos ecológicos. Além disso, a baixa complexidade ambiental nas pastagens e as condições ambientais mais severas nesse tipo de habitat explicam a menor dispersão dos besouros nos pastos (SALOMÃO et al., 2020). Em contraste, a vasta gama de condições microclimáticas e a abundante oferta de alimentos encontrada nas florestas tropicais favorecem não apenas uma alta riqueza de espécies de Melolonthidae, como os resultados sugerem, mas também uma maior distribuição das populações nas florestas (SALOMÃO et al., 2020).

Houve espécies indicadoras para cada tipo de habitat. A maioria delas foi associada às pastagens, o que sugere uma forte adaptação das espécies de Melolonthidae para prosperar como pragas nesses ambientes na região amazônica. Esse padrão reflete a composição ambiental, onde espécies adaptadas encontram nas pastagens condições favoráveis para seu

desenvolvimento. Por exemplo, *Phyllophaga triticophaga* Morón & Salvadori (; VALMORBIDA et al., 2018; SALVADORI; SILVA, 2020) e *Cyclocephala flavipennis* Arrow, 1914 (DUCHINI et al., 2017) — erroneamente identificada por 20 anos, sendo posteriormente corrigida para *Cyclocephala signaticollis* Burmeister (CHERMAN; GROSSI, 2020) — foram registradas como pragas em pastagens naturais e cultivadas no Brasil.

Quanto às espécies indicadoras de florestas, como *Cyclocephala cf. pugnax*, a intensificação da mudança no uso da terra pode torná-las mais vulneráveis à extinção local nas paisagens da Floresta Amazônica. Assim, espécies indicadoras de florestas podem desempenhar um papel crucial como ferramentas para o estudo e monitoramento das mudanças no uso do solo em ecossistemas tropicais (MCGEOCH et al., 2002).

Cyclocephala cf. guianae foi identificada como indicadora do habitat de café. Embora sua associação floral tenha sido registrada apenas com *Oenocarpus bacaba* Mart. (Arecaceae) (KÜCHMEISTER et al., 1998) e não haja registros de espécies do gênero *Cyclocephala* interagindo com flores de plantas da família Rubiaceae (MOORE; JAMESON, 2013), existe a possibilidade, ainda que pequena, de que essa espécie atue como visitante floral na cultura do café. Caso essa hipótese se confirme, *C. cf. guianae* poderia desempenhar um papel relevante na polinização do café na região amazônica, especialmente considerando que *Coffea canephora* é uma espécie alógama que depende tanto do vento quanto de insetos para sua polinização (FERRÃO et al., 2007). *Leucothyreus cf. campestris* foi considerada indicadora do habitat de pupunha. Espécies desse gênero têm sido comumente relatadas como causadoras de danos a outras espécies de palmeiras (PARDO-LOCARNO et al., 2006; PUKER et al., 2009; MARTÍNEZ et al., 2013), sugerindo um possível papel dessa espécie como praga nesse habitat agrícola. Os resultados apresentados indicam que as espécies de besouros melolontídeos respondem de maneira diferente à mudança no uso da terra na Floresta Amazônica, e o pool regional de espécies é composto por táxons que prosperam sob condições ambientais contrastantes e particulares.

Entre as subfamílias, Rutelinae se destaca como um grupo notável, pois o uso da terra afetou substancialmente as variáveis de resposta, mostrando que é um grupo altamente sensível às mudanças ambientais. A maioria das espécies desse grupo está associada a funções ecológicas importantes e mantém relações de interação com os componentes bióticos e abióticos de seu habitat (MORÓN et al., 1997; SOULA, 2005; MOORE et al., 2017; GARCÍA-ATÊNCIA et al., 2024). Portanto, maior riqueza e composição de espécies de besouros Rutelinae estão associadas a ambientes mais complexos, como as florestas (MORÓN, 1997; OTAVO et al., 2013). Assim, são necessários mais estudos que avaliem os

impactos do uso da terra para explorar esses besouros como possíveis indicadores de distúrbios ambientais nas paisagens amazônicas.

3.5 Conclusão

A análise das assembleias de Melolonthidae na Amazônia revelou que florestas possuem maior riqueza de espécies devido à complexidade estrutural e ampla disponibilidade de nichos, enquanto pastagens apresentam maior abundância e biomassa, favorecendo espécies tolerantes a distúrbios, muitas das quais são pragas agrícolas.

Plantações de café mostraram baixa diversidade, impactadas pelo manejo intensivo e uso de pesticidas. Espécies indicadoras refletem a adaptação a diferentes habitats, com algumas sendo úteis como bioindicadores de conservação.

Os Rutelinae se destacaram como altamente sensíveis às mudanças ambientais, sugerindo seu potencial como indicadores ecológicos. A conservação de florestas e a adoção de práticas agrícolas sustentáveis são essenciais para manter a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos desses besouros na região.

A descoberta de *Megaceropsis kleytoni* Duarte, Grossi & Vaz-de-Mello, 2024, uma nova espécie para a ciência, juntamente com o registro de *Pelidnota vazdemelloi* (Soula, 2006), reforça a importância dos fragmentos florestais para a conservação da biodiversidade amazônica. Ambas as espécies estão associadas a ambientes florestais, evidenciando a dependência de habitats bem preservados para sua sobrevivência. A presença de *M. kleytoni* demonstra que a Amazônia ainda abriga uma diversidade pouco conhecida, ressaltando a necessidade de investigações contínuas para revelar novas espécies e compreender melhor sua ecologia. Já *P. vazdemelloi*, uma espécie extremamente rara e restrita a fragmentos florestais, exemplifica a vulnerabilidade de organismos que dependem dessas áreas para se manterem viáveis. A degradação e fragmentação das florestas podem representar ameaças significativas para essas espécies, tornando essencial a implementação de estratégias de conservação para garantir a preservação dos ecossistemas amazônicos e da fauna que neles habitat.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2014.
- ALVES, D. S.; MORTON, D. C.; BATISTELLA, M.; ROBERTS, D. A.; SOUZA Jr., C. The changing rates and patterns of deforestation and land use in Brazilian Amazonia. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; DIAS, P. S. (Eds.). **Amazonia and global change**. Washington: American Geophysical Union, 2009. p. 11-23.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.
- ANDERSON, M. J.; WILLIS, T. J. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. **Ecology**, v. 84, p. 511-525, 2003.
- ARAGON-GARCÍA, A.; NOCHEBUENA-TRUJILLO, C. D.; MORON, M. Á.; LÓPEZ-OLGUÍN, J. F. Uso de trampas de luz fluorescente para el manejo de la gallina ciega (Coleoptera: Melolonthidae) en maíz (*Zea mays* L.). **Agrociencia**, v. 42, p. 217-223, 2008.
- ARAÚJO, W. S.; TSCHARNTKE, T.; ALMEIDA-NETO, M. Global effects of land use intensity on the impoverishment of insect herbivore assemblages. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 271-285, 2015.
- BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; MAC NALLY, R.; THOMSON, J. R.; FERRAZ, S. F. B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARRY, L.; SOLAR, R. R. C.; VIEIRA, I. C. G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BEGOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M.; OLIVEIRA JR, R. C.; SOUZA JR, C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C. S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T. A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, p. 144-147, 2016.
- BATISTÃO, A. C.; LAVEZO, A.; PESSOA, M. J. G.; DALLACORT, R.; CARVALHO, M. A. C. Distribuição temporal e probabilidade de ocorrência de chuva no município de Juína (MT). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 13, p. 258-270, 2013.
- BERGEROT, B.; FONTAINE, B.; JULLIARD, R.; BAGUETTE, M. Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 83-94, 2011.
- BRETAGNOLLE, V.; GABA, S. Weeds for bees? A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 3, p. 891-909, 2015.
- BROWN, G. G.; FRAGOSO, C.; BAROIS, I.; ROJAS, P.; PATRÓN, J. C.; BUENO, J.; MORENO, A. G.; LAVELLE, P.; ORDAZ, V.; RODRÍGUEZ, C. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, v. 84, p. 79-100, 2001.

BUSS, E. A. Flight activity and relative abundance of phytophagous scarabs (Coleoptera: Scarabaeoidea) from two locations in Florida. **Florida Entomologist**, v. 89, p. 32-40, 2006.

CÁCERES, M.; JANSEN, F.; DELL, N. Relationship between species and groups of sites. Versão 2.6-4. R packages indicpecies, 2022.

CÁRCAMO, H. A. Effect of tillage on ground beetles (Coleoptera: Carabidae): a farm-scale study in central Alberta. **The Canadian Entomologist**, v. 127, p. 631-639, 1995.

CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, p. 45-67, 2014.

CHERMAN, M. A.; BASILIO, D. S.; MISE, K. M.; ALMEIDA, L. M. Interactive key to New World Diplotaxini genera and to Brazilian Liogenys Guérin-Ménéville species (Coleoptera: Melolonthidae: Melolonthinae), 2019. Disponível em: <https://keys.lucidcentral.org/keys/v3/diplotaxini/>. Acessado em: 02 jul. 2024.

CHERMAN, M. A.; GROSSI, P. C. A crop pest species of *Cyclocephala* Dejean (Coleoptera: Melolonthidae: Dynastinae) misidentified for over twenty years in Southern Brazil. **Bragantia**, v. 79, n. 3, p. 372-376, 2020.

CHERMAN, M. A.; MORÓN, M. A. Validación de la familia Melolonthidae Leach, 1819 (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Acta Zoológica Mexicana**, v. 30, p. 201-220, 2014.

CHERMAN, M. A.; MORÓN, M. A.; DAL PRÁ, E.; VALMÓRBIDA, I.; GUEDES, J. V. C. Ecological characterization of white grubs (Coleoptera: Melolonthidae) community in cultivated and noncultivated fields. **Neotropical Entomology**, v. 43, p. 282-288, 2014a.

CHERMAN, M. A.; SALVADORI, J. R.; DAL PRÁ, E.; GUEDES, J. V. C. Análise populacional de corós-praga e de outras espécies no planalto do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, v. 44, p. 2095-2102, 2014b.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v6, Permanova+**. Plymouth: Primer-E Ltd, 2006.

CORREA, C. M. A.; SALOMÃO, R. P.; ALVARADO, F.; GUZZO, E. C.; FERREIRA, K. R. From green to grey: Unravelling the role of urbanization on diversity of dung beetles in an Amazonian landscape. **Urban Ecosystems**, v. 27, p. 773-787, 2024.

CRAWLEY, M. J. **The R Book**. Chichester: John Wiley and Sons, 2013.

DRISCOLL, D. A.; WEIR, T. Beetle responses to habitat fragmentation depend on ecological traits, habitat condition, and remnant size. **Conservation Biology**, v. 19, p. 182-194, 2005.

DUARTE, P. R. M.; GROSSI, P. C. **Dynastinae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil, 2024**. Disponível em: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/145312>. Acessado em: 23 jul. 2024.

DUCHINI, P. G.; ECHEVERRIA, J. R.; AMÉRICO, L. F.; GUZATTI, G. C.; CHERMAN, M. A.; SBRISIA, A. F. White grubs (*Cyclocephala flavipennis*) damaging perennial winter pastures in the South Region of Brazil. **Ciência Rural**, v. 47, e20160662, 2017.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, p. 345-366, 1997.

EKROOS, J.; KLEIJN, D.; BATÁRY, P.; ALBRECHT, M.; BÁLDI, A.; BLÜTHGEN, N.; KNOP, E.; KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A.; SMITH, H. G. High land-use intensity in grasslands constrains wild bee species richness in Europe. **Biological Conservation**, v. 241, 108255, 2020.

ELLSBURY, M. M.; POWELL, J. E.; FORCELLA, F.; WOODSON, W. D.; CLAY, S. A.; RIEDELL, W. E. Diversity and dominant species of ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in crop rotation and chemical input systems for the Northern Great Plains. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 91, p. 619-625, 1998.

ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; ARELLANO, L. From forest to pasture: an evaluation of the influence of environment and biogeography on the structure of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages along three altitudinal gradients in the Neotropical region. **Ecography**, v. 30, p. 193-208, 2007.

EVANS, A. V. A checklist of the New World chafers (Coleoptera: Scarabaeidae: Melolonthinae). **Zootaxa**, v. 211, p. 1-458, 2003.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: the rates and causes of forest destruction. **The Ecologist**, v. 19, p. 214-218, 1989.

FERRÃO, R. G.; FONSECA, A. F. A.; BRAGANÇA, S. M.; FERRÃO, M. A. G.; MUNER, L. H. **Café conilon**. Vitória: Incaper, 2007.

FERREIRA, A. S. Besouros rutelíneos: beleza escondida no Semiárido. In: BRAVO, F.; CALOR, A. R. (Orgs.) **Conhecendo os artrópodes do Semiárido**. São Paulo: Métis Produção Editorial, 2016. p. 111-119.

FINER, M.; MAMANI, N. **MAAP synthesis: 2019 Amazon deforestation trends and hotspots, 2020**. Disponível em: <https://www.maaproject.org/synthesis-2019/>. Acessado em: 02 abr. 2024.

FOLEY, J. A.; ASNER, G. P.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; DEFRIES, R.; GIBBS, H. K. et al. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, p. 25-32, 2007.

FRANKLIN, J.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, p. 349-350, 2009.

FREY, G. Synopsis der südamerikanischen Sericinen (Col., Scarab., Melolonth.). **Entomologische Arbeiten aus dem Museum G. Frey Tutzing bei München**, v. 24, p. 315-366, 1973.

GARCÍA-ATENCIA, S.; AMAT-GARCÍA, G. Variación espacio-temporal de los gremios alimenticios de escarabajos fitófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en el Caribe colombiano. **Revista Colombiana de Entomología**, v. 47, e10990, 2021.

GARCÍA-ATENCIA, S.; BONILLA-GÓMEZ, M. A.; MORENO, C. E. Ecosystem functions and functional traits for the study of phytophagous scarab beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). **Ecological Entomology**, v. 49, p. 463-475, 2024.

GARCÍA-LÓPEZ, A.; MICÓ, E.; ZUMBADO, M. A.; GALANTE, E. Sampling scarab beetles in tropical forests: the effect of light source and night sampling periods. **Journal of Insect Science**, v. 11, n. 1, p. 1- 14, 2011.

GOMES, M. A. V.; SANTOS, M. V. **Zoneamento socioeconômico e ecológico: diagnóstico socioeconômico e ecológico do estado de Mato Grosso e assistência técnica na formulação. Segunda aproximação.** Governo do Estado de Mato Grosso, 2001. Disponível em:
[https://aacpdappls.net.ms.gov.br/appls/legislacao/secoge/govato.nsf/448b683bce4ca84704256c0b00651e9d/38acbfcea56512140425769b00446b21/\\$FILE/LEI%203.839%20-%20anexo.pdf](https://aacpdappls.net.ms.gov.br/appls/legislacao/secoge/govato.nsf/448b683bce4ca84704256c0b00651e9d/38acbfcea56512140425769b00446b21/$FILE/LEI%203.839%20-%20anexo.pdf). Acessado em: 12 jan. 2024.

GRAHAM, S. I.; KINNAIRD, M. F.; O'BRIEN, T. G.; VÅGEN, T.-G.; WINOWIECKI, L. A.; YOUNG, T. P.; YOUNG, H. S. Effects of land-use change on community diversity and composition are highly variable among functional groups. **Ecological Applications**, v. 29, e01973, 2019.

HAINES-YOUNG, R. Land use and biodiversity relationships. **Land Use Policy**, v. 26, p. S178-S186, 2009.

HILLEBRAND, H.; BENNET, D. M.; CADOTTE, M. W. Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. **Ecology**, v. 89, p. 1510-1520, 2008.

HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWELL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, p. 3-35, 2005.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 1451-1456, 2016.

IORIS, L. **Juiná a Rainha da Floresta - 30 anos de Amazônia.** São Paulo: All Print Editora, 2009.

KALAMANDEEN, M.; GLOOR, E.; MITCHARD, E.; QUINCEY, D.; ZIV, G.; SPRACKLEN, D.; SPRACKLEN, B.; ADAMI, M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; GALBRAITH, D. Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, v. 8, 1600, 2018.

KRAJCIK, M. **Checklist of Scarabaeoidea of the World 2: Rutelinae (Coleoptera: Scarabaeidae: Rutelinae)**. Prague: Animma, 2008.

KROMP, B. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 74, p. 187-228, 1999.

LAURANCE, W. F. When bigger is better: the need for Amazonian megareserves. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, p. 645-648, 2005.

LAVELLE, P.; KOHLMANN, B. Étude quantitative de la macrofaune du sol dans une forêt tropicale humide du Mexique (Bonampak, Chiapas). **Pedobiologia**, v. 27, p. 377-393, 1984.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, eaat2340, 2018.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MALHI, Y.; ROBERTS, J. T.; BETTS, R. A.; KILLEEN, T. J.; LI, W.; NOBRE, C. A. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, v. 319, p. 169-172, 2008.

MARTÍNEZ, L. C.; PLATA-RUEDA, A.; ZANUNCIO, J. C.; SERRÃO, J. E. *Leucothyreus femoratus* (Coleoptera: Scarabaeidae): feeding and behavioral activities as an oil palm defoliator. **Florida Entomologist**, v. 96, p. 55-63, 2013.

MCGEACH, M. A.; VAN RENSBURG, B. J.; BOTES, A. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, p. 661-672, 2002.

MOORE, M. R.; JAMESON, M. L. Floral associations of cyclocephaline scarab beetles. **Journal of Insect Science**, v. 13, n. 100, p. 1-42, 2013.

MOORE, M. R.; JAMESON, M. L.; GARNER, B. H.; AUDIBERT, C.; SMITH, A. B. T.; SEIDEL, M. Synopsis of the pelidnotine scarabs (Coleoptera: Scarabaeidae: Rutelinae: Rutelini) and annotated catalog of the species and subspecies. **ZooKeys**, v. 666, p. 1-349, 2017.

MORÓN, M. A. Inventarios faunísticos de los Coleoptera Melolonthidae Neotropicales con potencial como bioindicadores. **Giornale Italiano di Entomologia**, v. 8, p. 265-274, 1997.

MORÓN, M. A. Larvas de escarabajos del suelo en México (Coleoptera: Melolonthidae). **Acta Zoológica Mexicana**, v. 1, p. 111-130, 2001.

MORÓN, M. A. Melolontídeos e cetoniídeos edafícolas. In: SALVADORI, J. R.; ÁVILA, C. J.; SILVA, M. T. B. (Eds.). **Pragas de solo no Brasil**. Passo Fundo, RS: Aldeia Norte Editora, p. 131-166, 2020.

MORÓN, M. A. Observaciones sobre la biología de dos especies de rutelinos saproxilófagos en la Sierra de Hidalgo, México. (Coleoptera: Melolonthidae: Rutelinae). **Folia Entomológica Mexicana**, v. 64, p. 41-53, 1985.

MORÓN, M. A. **The Beetles of the World**. v. 10. Venette: Sciences Nat., 1990.

MORÓN, M. A.; RATCLIFFE, B. C.; DELOYA, C. **Atlas de los escarabajos de México. Coleoptera: Lamellicornia: Familia Melolonthidae**. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Sociedad Mexicana de Entomología, 1997.

MORÓN-RÍOS, A.; MORÓN, M. A. Evaluación de la fauna de Coleoptera Scarabaeoidea en la Reserva de la Biósfera de Calakmul, Campeche, México. **Southwestern Entomologist**, v. 41, p. 469-484, 2016.

MYERS, N. The World's forests and their ecosystem services. In: DAILY, G. C. (Ed.). **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington: Island Press, 1997. p. 215-235.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRÍA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M. J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M. L. K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D. J.; ITESCU, Y.; KATTGE, J.; KEMP, V.; KIRKPATRICK, L.; KLEYER, M.; CORREIA, D. L. P.; MARTIN, C. D.; MEIRI, S.; NOVOSOLOV, M.; PAN, Y.; PHILLIPS, H. R. P.; PURVES, D. W.; ROBINSON, A.; SIMPSON, J.; TUCK, S. L.; WEIHER, E.; WHITE, H. J.; EWERS, R. M.; MACE, G. M.; SCHARLEMANN, J. P. W.; PURVIS, A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, p. 45-50, 2015.

NORIEGA, J. A.; MARCH-SALAS, M.; CASTILLO, S.; GARCÍA-Q., H.; HORTAL, J.; SANTOS, A. M. C. Human perturbations reduce dung beetle diversity and dung removal ecosystem function. **Biotropica**, v. 53, p. 753-766, 2021.

OCKERMÜLLER, E.; KRATSCHMER, S.; HAINZ-RENETZEDER, C.; SAUBERER, N.; MEIMBERG, H.; FRANK, T.; PASCHER, K.; PACHINGER, B. Agricultural land-use and landscape composition: Response of wild bee species in relation to their characteristic traits. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 353, 108540, 2023.

OLIVEIRA, L. J.; SALVADORI, J. R. Insetos rizófagos: (Coleoptera: Melolonthidae). In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds.). **Bioecologia e nutrição de insetos: base para o manejo integrado de pragas**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. p. 569-593.

OLIVEIRA, L. J.; SALVADORI, J. R. Rhizophagous beetles (Coleoptera: Melolonthidae). In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds.). **Insect bioecology and nutrition for integrated pest management**. Boca Raton: CRC Press, 2012. p. 353-368.

OTAVO, S. E.; PARRADO-ROSSELLI, Á.; NORIEGA, J. A. Superfamilia Scarabaeoidea (Insecta: Coleoptera) como elemento bioindicador de perturbación antropogénica en un parque nacional amazónico. **Revista de Biología Tropical**, v. 61, p. 735-752, 2013.

PANIZZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. Introdução à bioecologia e nutrição de insetos como base para manejo integrado de pragas. In: PANIZZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds.). **Bioecologia e nutrição de insetos: base para o manejo integrado de pragas**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. p. 21-35.

PANIZZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. Introduction to insect bioecology and nutrition for integrated pest management (IPM). In: PANIZZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds.). **Insect bioecology and nutrition for integrated pest management**. Boca Raton: CRC, 2012. p. 3-11.

PARDO-LOCARNO, L. C. Escarabajos (Coleoptera: Melolonthidae) del plan aluvial del Río Cauca, Colombia I. ensamblaje, fichas bioecológicas, extinciones locales y clave para adultos. **Dugesiana**, v. 20, p. 1-15, 2013.

PARDO-LOCARNO, L. C.; MORÓN, M. A.; MONTOYA-LERMA, J. Descripción de los estados inmaduros de *Leucothyreus femoratus* Burmeister (Coleoptera: Melolonthidae: Rutelinae: Geniatini) con notas sobre su biología e importancia agrícola en Colombia. **Folia Entomologica Mexicana**, v. 45, p. 179-193, 2006.

PARDO-LOCARNO, L. C.; RAMÍREZ-PAVA, B.; VILLOTA, H.; VILLANUEVA, O.; BAHAMÓN, W. Ensamblaje de escarabajos Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) asociados con pasturas en el departamento del Caquetá y su posible relación con la salubridad edáfica. **Acta Agronómica**, v. 60, p. 279-290, 2011.

PEARSE, I. S.; ALTERMATT, F. Extinction cascades partially estimate herbivore losses in a complete Lepidoptera-plant food web. **Ecology**, v. 94, p. 1785-1794, 2013.

PUKER, A.; RODRIGUES, S. R.; TIAGO, E. F.; SANTOS, W. T. Espécies de Scarabaeidae fitófagos (Insecta: Coleoptera) associadas ao sistema radicular de *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart. (Arecaceae). **Biota Neotropica**, v. 9, p. 105-109, 2009.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acessado em: 24 mai. 2024.

RIVERA-GASPERÍN, S. L.; CARRILLO-RUIZ, H.; MORÓN, M. Á.; YANES-GÓMEZ, G. Fauna de Coleoptera Melolonthidae (Scarabaeoidea) en el Rancho Canaletas, Paso del Macho, Veracruz, México. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 29, p. 194-208, 2013.

SALOMÃO, R. P.; FAVILA, M. E.; GONZÁLEZ-TOKMAN, D. Spatial and temporal changes in the dung beetle diversity of a protected, but fragmented, landscape of the northernmost Neotropical rainforest. **Ecological Indicators**, v. 111, 105968, 2020.

SALVADORI, J. R.; PEREIRA, P. R. V. S. **Manejo integrado de corós em trigo e culturas associadas**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2006.

SALVADORI, J. R.; SILVA, M. T. B. Coró-do-trigo. In: SALVADORI, J. R.; ÁVILA, C. J.; SILVA, M. T. B. (Eds.). **Pragas de solo no Brasil**. Passo Fundo, RS: Aldeia Norte Editora, p. 233-249, 2020.

SÁNCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K. A. G. Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. **Biological Conservation**, v. 232, p. 8-27, 2019.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; PÊSSOA, A. C. M.; CARVALHO, N. S.; REIS, J. B. C.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. **Nature Ecology & Evolution**, v. 5, p. 144-145, 2021.

SOLAR, R. R. C.; BARLOW, J.; ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENGUER, E.; FERREIRA, J. N.; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: a multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98-107, 2016.

SONTER, L. J.; HERRERA, D.; BARRETT, D. J.; GALFORD, G. L.; MORAN, C. J.; SOARES-FILHO, B. S. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 8, p. 1013, 2017.

SOULA, M. **The Beetles of the World** (Vol. 26/3). Canterbury: Hillside Books, 2005.

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

TABARELLI, M. Tropical Biodiversity in Human-Modified Landscapes: What is our Trump Card? **Biotropica**, v. 42, n. 5, p. 553-554, 2010.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79-92, 2004.

VALMORBIDA, I.; CHERMAN, M. A.; JAHN, D. S.; GUEDES, J. V. C. Abundance and diversity in the Melolonthidae community in cultivated and natural grassland areas of the Brazilian Pampa. **Environmental Entomology**, v. 47, p. 1064-1071, 2018.

VIRIĆ GAŠPARIĆ, H.; DRMIĆ, Z.; ČAČIJA, M.; GRAŠA, Z.; PETRAK, I.; BAŽOK, R.; LEMIC, D. Impact of environmental conditions and agrotechnical factors on ground beetle populations in arable crops. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 15, n. 3, p. 697-711, 2017.

4 MUDANÇAS NA PAISAGEM DESAFIAM A MANUTENÇÃO DAS COMUNIDADES DE MELOLONTHIDAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) NO ARCO DE DESMATAMENTO DA AMAZÔNIA

RESUMO

A transformação de florestas tropicais em ambientes modificados pelo homem, impulsionada pelo desmatamento e expansão agrícola, ameaça a biodiversidade de insetos. No entanto, as respostas de muitos grupos de insetos diante de mudanças na paisagem são menos claras, particularmente pelos besouros Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea), que desempenham papéis essenciais nos ecossistemas. Este estudo investigou como os parâmetros da paisagem - cobertura florestal, diversidade da paisagem e densidade de bordas - afetam as assembleias de Melolonthidae em uma região amazônica sofrendo impactos antropogênicos. Os besouros foram amostrados usando armadilhas luminosas ao longo de 12 meses em florestas nativas, pastagem, plantações de pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) (Arecaceae) e plantações de café (*Coffea canephora* Pierre ex. Froehner) (Rubiaceae). As métricas da paisagem foram calculadas usando imagens de satélite, e modelos estatísticos analisaram as relações entre descritores da paisagem e assembleias de besouros. No total, 3.586 indivíduos de 72 espécies e quatro subfamílias foram coletados. A cobertura florestal foi o principal impulsionador das mudanças na riqueza de espécies, e o aumento da cobertura florestal afetou positivamente a riqueza de espécies de Melolonthidae e as subfamílias analisadas, Melolonthinae e Rutelinae. Em contraste, a densidade de borda foi o principal impulsionador da abundância total, com o aumento da densidade de borda afetando positivamente a abundância total da assembleia. A diversidade da paisagem influenciou positivamente a abundância de Dynastinae e Rutelinae. Assim, embora uma maior diversidade da paisagem e densidade de borda possam aumentar a abundância de certas subfamílias, a conservação da floresta continua crucial para a riqueza geral de espécies. Este estudo enfatiza a necessidade de estratégias que equilibrem a conservação florestal com o manejo sustentável da paisagem para preservar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos besouros Melolonthidae. Os esforços de conservação devem se concentrar na manutenção de grandes fragmentos florestais, ao mesmo tempo em que consideram o papel de paisagens diversas no suporte à abundância de certas espécies, especialmente em regiões que enfrentam transformação antropogênica.

Palavras-chave: Cobertura florestal. Diversidade da paisagem. Ecossistemas tropicais. Conservação da biodiversidade. Impactos antropogênicos.

4 LANDSCAPE SHIFTS CHALLENGE THE MAINTENANCE OF MELOLONTHIDAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) COMMUNITIES IN THE AMAZON DEFORESTATION ARC

ABSTRACT

The transformation of tropical forests into human-modified environments, driven by deforestation and agricultural expansion, threatens insect biodiversity. However, the responses of many insect groups facing landscape changes are less clear, particularly Melolonthidae beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea), which play essential roles in ecosystems. This study investigated how landscape parameters - forest cover, landscape diversity, and edge density - affect Melolonthidae assemblages in an Amazonian region undergoing anthropogenic impacts. Beetles were sampled using light traps over 12 months in conserved forest, exotic pasture, peach palm (*Bactris gasipaes* Kunth) (Arecaceae) plantation, and coffee (*Coffea canephora* Pierre ex. Froehner) (Rubiaceae) plantation. Landscape metrics were calculated using satellite imagery, and statistical models analyzed the relationships between landscape descriptors and beetle assemblages. In all, 3,586 individuals from 72 species and four subfamilies were collected. Forest cover was the main driver of changes in species richness, increased forest cover positively affected species richness of Melolonthidae and its subfamilies Melolonthinae and Rutelinae. In contrast, edge density was the main driver of total abundance, with increased edge density positively affecting total assemblage abundance. Landscape diversity positively influenced the abundance of Dynastinae and Rutelinae. Thus, while greater landscape diversity and edge density can enhance the abundance of certain subfamilies, forest conservation remains crucial for overall species richness. This study emphasizes the need for strategies that balance forest conservation with sustainable landscape management to preserve biodiversity and ecosystem services provided by Melolonthidae beetles. Conservation efforts should focus on maintaining large forest fragments while considering the role of diverse landscapes in supporting certain species' abundance, especially in regions facing anthropogenic transformation.

Keywords: Forest cover. Landscape diversity. Tropical ecosystems. Biodiversity conservation. Anthropogenic impacts.

4.1 Introdução

A substituição de habitats naturais por ambientes alterados pelo homem tem avançado rapidamente, especialmente em florestas tropicais. O desmatamento para agricultura intensiva, extração industrial de madeira e incêndios são algumas das atividades que levam à perda e fragmentação de habitat (LEWIS et al., 2015; SPRACKLEN et al., 2015; LOVEJOY; NOBRE, 2018). Essas ameaças dificultam a conectividade entre remanescentes florestais, restringindo o movimento de espécies e prejudicando sua sobrevivência e reprodução (NEWBOLD et al., 2015; CARDOSO et al., 2020). Essa transformação da paisagem reduz a diversidade de espécies, afetando particularmente os insetos, que sofrem declínios em riqueza, abundância e biomassa (SOLAR et al., 2016; HASAN et al., 2020). Além disso, essa mudança nas comunidades ecológicas naturais impacta as funções ecológicas desempenhadas pelos insetos (TSCHARNTKE et al., 2005; HALLMANN et al., 2017; SÁNCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019).

Entre as diferentes abordagens para analisar o efeito da mudança no uso do solo sobre a biodiversidade, a composição e a configuração da paisagem (por exemplo, quantidade de cobertura florestal e diversidade da paisagem) podem fornecer respostas detalhadas em escala fina. Por meio dessas variáveis, é possível delinear um gradiente contínuo de transformação do uso do solo (CERQUEIRA et al., 2023; CORREA et al., 2024), permitindo uma avaliação precisa das causas e consequências dessas transformações. Por exemplo, os efeitos da insularização artificial na condição fisiológica de besouros coprófagos são mais claros quando analisados com uma abordagem em escala de paisagem (CERQUEIRA et al., 2023).

As mudanças no uso do solo também influenciam diretamente a distribuição de espécies, especialmente em ecossistemas fragmentados, onde a perda de cobertura florestal e o aumento da densidade de bordas entre floresta e habitats antropogênicos afetam negativamente a biodiversidade (ENEDINO et al., 2018; SOUZA JUNIOR et al., 2020; CORREA et al., 2024).

Os besouros da família Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) são agrupados em seis subfamílias: Melolonthinae, Sericinae, Hopliinae, Euchirinae, Rutelinae e Dynastinae (CHERMAN; MORÓN, 2014). Estudos sugerem que esses besouros são um grupo importante para avaliar os efeitos das mudanças ecológicas em florestas tropicais (MORÓN-RÍOS; MORÓN, 2001; MORÓN-RÍOS et al., 2003; GARCÍA-LÓPEZ et al., 2010). Essa relevância deve-se à sua ampla distribuição geográfica (MORÓN et al., 1997; MORÓN, 2020; GARCÍA-LÓPEZ et al., 2012), dietas específicas ao longo de seus ciclos de vida (RITCHER, 1958) e protocolos de amostragem padronizados (GARCÍA-LÓPEZ et al., 2011).

Impactos antropogênicos, como os observados na Amazônia, reduzem significativamente a distribuição desses besouros (OTAVO et al., 2013).

Além de atuarem como bioindicadores, os Melolonthidae desempenham funções ecológicas essenciais, como decomposição de madeira, reciclagem de nutrientes e polinização (GARCÍA-ATENCIA et al., 2024). Apesar de sua importância, poucos estudos abrangem sua ecologia, destacando seu potencial como bioindicadores para avaliar mudanças no uso do solo em paisagens tropicais modificadas (MORÓN, 1997).

Na floresta amazônica, aproximadamente 17% da área restante já foi modificada por perturbações humanas (BULLOCK et al., 2020). No Brasil, cerca de 21% da vegetação nativa amazônica ainda está conservada, mas o desmatamento aproxima-se de um limite crítico (ALMEIDA et al., 2022). O "Arco do Desmatamento", localizado no sul e sudeste da Amazônia, engloba estados como Pará, Mato Grosso, Rondônia e Maranhão, sendo responsável por grande parte da conversão de floresta em pastagens e plantações, com impactos severos na biodiversidade e no clima regional (FEARNSIDE, 2017; FINER; MAMANI, 2020; SOUZA JUNIOR et al., 2022).

Assim, avaliar os impactos das mudanças no uso do solo nessa região é essencial para compreender como as atividades humanas alteram ecossistemas, comunidades e serviços ambientais cruciais (HASAN et al., 2020). O objetivo deste estudo foi investigar como parâmetros da paisagem, como cobertura florestal, diversidade da paisagem e densidade de bordas, afetam a diversidade taxonômica, abundância e biomassa de Melolonthidae em uma região amazônica sujeita a mudanças ambientais. Além disso, avaliou-se quais desses parâmetros são os principais impulsionadores da diversidade de besouros.

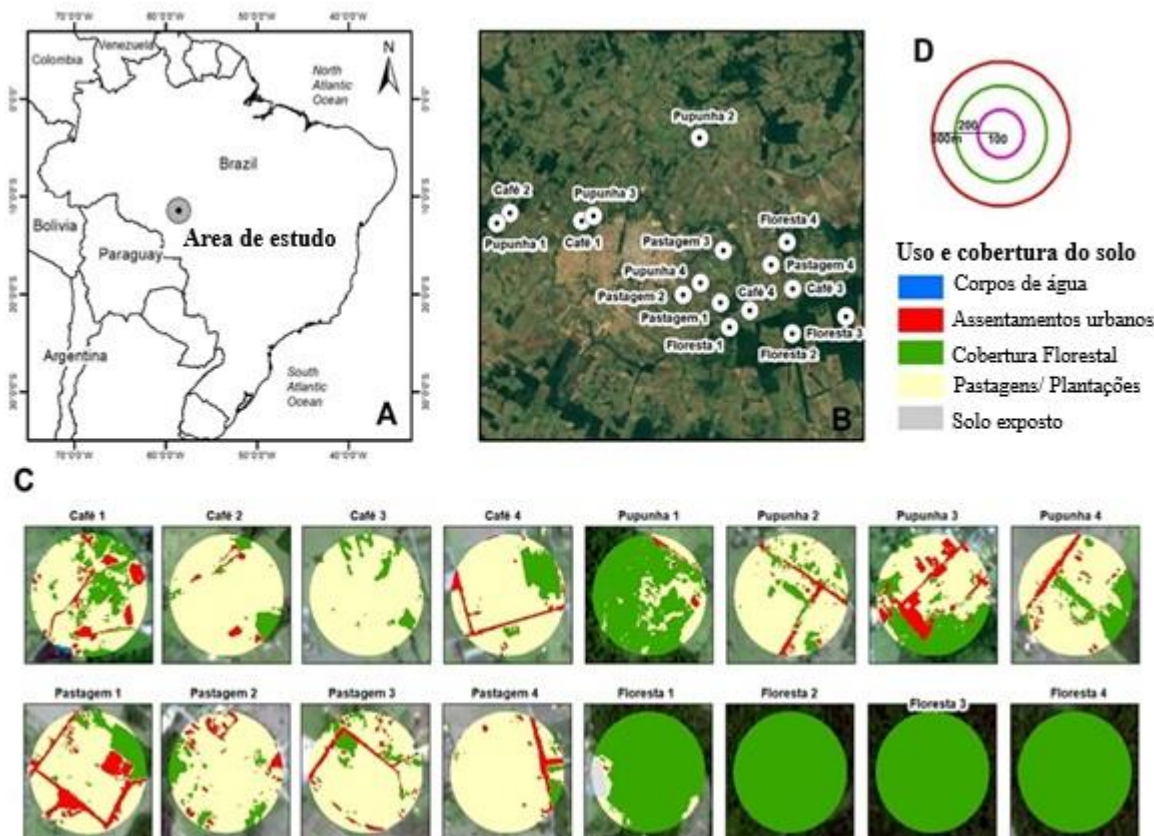
4.2 Material e Métodos

4.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado no município de Juína, no estado de Mato Grosso, Brasil (11°25' S; 58°46' O; 320 m de altitude), localizado no "arco do desmatamento" da Amazônia (Figura 5). O clima de Juína é caracterizado como uma transição entre tropical de monções (Am) e tropical quente e úmido (Aw), segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de $26 \pm 0,98$ °C, com temperatura média máxima de $31,8 \pm 1,1$ °C e mínima de $20,1 \pm 1,9$ °C. A precipitação média anual é de $1.934,4 \pm 129,5$ mm (XAVIER et al., 2022). A região apresenta duas estações bem definidas: a estação seca, de maio a setembro, com precipitação mensal inferior a 100 mm, e a estação chuvosa, de outubro a abril, com precipitação média mensal em torno de 330 mm (BATISTÃO et al., 2013; ALVARES et al.,

2013). A vegetação predominante é composta por floresta estacional semidecídua e savana arborizada (IBGE, 2019).

Figura 5 - A) Local de estudo localizado no município de Juína, Estado de Mato Grosso, Brasil; B e C) locais de estudo, abrangendo quatro habitats comuns da região (floresta nativa, plantações de pupunha e café, pastagens); D) Exemplo de buffers com raio de 300 m.



Fonte: Autor (2025).

Historicamente, a região foi marcada por atividades humanas, como exploração madeireira e mineração em áreas florestais nativas (GOMES; SANTOS, 2001; IORIS, 2009). Atualmente, a paisagem de Juína é composta principalmente por remanescentes de floresta amazônica, com tamanhos variados de fragmentos e níveis de conservação distintos. A matriz de uso do solo é dominada por práticas agrícolas, como cultivo de pupunha, plantações de café e pastagens destinadas à pecuária (IORIS, 2009). Este estudo foi realizado em 16 áreas representativas de quatro tipos de habitat: floresta nativa, plantações de pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) (Arecaceae), plantações de café (*Coffea canephora* Pierre ex. Froehner) (Rubiaceae) e pastagens (Figura 5).

4.2.2 Amostragem de besouros

As amostragens foram realizadas mensalmente, entre novembro de 2021 e outubro de 2022, para estimar a diversidade de besouros Melolonthidae nos habitats da área de estudo. Foram selecionados quatro locais distintos para cada tipo de habitat (floresta nativa, plantações de pupunha, plantações de café e pastagens), com uma distância mínima de 1 km entre si, totalizando 16 áreas de amostragem. No total, 192 amostras foram coletadas (12 meses $\times$ 4 tipos de habitat $\times$ 4 locais).

Os besouros foram coletados utilizando armadilhas luminosas adaptadas do modelo "Luiz de Queiroz" (Figura 2), equipadas com luz LED recarregável de 100 W. Essas armadilhas foram instaladas no centro de cada um dos 16 locais de estudo. Este método, amplamente utilizado em outros estudos, tem se mostrado eficaz na atração e coleta de besouros Melolonthidae (ARAGÓN-GARCÍA et al., 2008; GARCÍA-LÓPEZ et al., 2011) e na representação da comunidade desse grupo (ALBUQUERQUE et al., 2016; CUATE-MOZO et al., 2016; MENIS; RODRIGUES, 2021).

As armadilhas foram mantidas ativas por 12 horas consecutivas, das 18:00h às 6:00h do dia seguinte. A amostragem foi repetida mensalmente em cada local, garantindo robustez nos dados coletados. Após a coleta, os besouros foram armazenados em sacos plásticos contendo álcool 70% e transportados para os laboratórios de biologia do Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia de Mato Grosso (IFMT), Campus Juína, para identificação e análise.

Os besouros da família Melolonthidae foram identificados em nível de gênero com o auxílio de chaves taxonômicas (CHERMAN; MORÓN, 2014; CHERMAN et al., 2019; DUARTE; GROSSI, 2024; EVANS, 2003; FREY, 1973; KRAJCIK, 2008; MORÓN, 1990) e as espécies foram identificadas com o auxílio de um dos coautores (FZVM). Os indivíduos foram depositados na Coleção Entomológica da Universidade Federal do Mato Grosso (CEMT – UFMT) (Cuiabá, MT, Brasil) e na Coleção Entomológica do IFMT (Juína, MT, Brasil). Para registrar a biomassa das espécies, todos os indivíduos coletados foram secos (40 ± 5 °C) e pesados em uma balança de precisão de 0,0001 g.

4.2.3 Descritores de paisagens

A estrutura da paisagem em cada um dos 16 locais de amostragem foi analisada com base em mapas de classificação supervisionada, gerados a partir de imagens do Planet Application Program Interface (<https://api.planet.com>), coletadas em novembro de 2022. Essas imagens, com resolução espacial de 3 m, foram classificadas usando o algoritmo de

máxima verossimilhança no software ESRI ArcGIS 10.8. Foram identificadas cinco categorias principais de uso do solo: solo descoberto, cobertura florestal, pastagem/lavoura, assentamentos urbanos e corpos d'água.

Com base nos mapas, foram calculadas três métricas de paisagem: área de cobertura florestal, diversidade da paisagem (SHDI) e densidade de bordas (ED), utilizando o software FRAGSTATS versão 4.0 (MCGARIGAL et al., 2024). Essas métricas fornecem percepções detalhadas sobre a integridade ecológica e os desafios de manejo das paisagens.

4.2.4 Análise de dados

A abordagem de cobertura amostral do iNEXT foi utilizada para estimar a eficiência da amostragem de Melolonthidae em cada uma das 16 paisagens estudadas (CHAO et al., 2014; HSIEH et al., 2016). Essa abordagem considera o número total de indivíduos de cada espécie em cada amostra (HSIEH et al., 2016). Para a estimativa de cobertura amostral, foi utilizado o software online iNEXT.

Uma abordagem multiescala foi aplicada para avaliar a influência da composição da paisagem (cobertura florestal) e da configuração (diversidade da paisagem e densidade de bordas) sobre a riqueza de espécies, abundância e biomassa de Melolonthidae (FAHRIG, 2013). Essa abordagem consiste em selecionar a escala das variáveis da paisagem (100, 200 ou 300 m de raio) que possui a relação mais forte (maior R^2) com as variáveis de resposta. Assim, cada modelo compreendeu as variáveis preditoras nas escalas que melhor explicaram a distribuição das variáveis de resposta. Sempre que as variáveis preditoras apresentaram correlação ($R^2 > 70\%$), apenas uma delas foi selecionada para o modelo.

Para avaliar o efeito da composição e configuração da paisagem (variáveis explicativas) na riqueza de espécies, abundância e biomassa de Melolonthidae e de suas subfamílias (variáveis de resposta), foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLMs). Em cada modelo, foram aplicadas as famílias de distribuição mais adequadas. O Critério de Informação de Akaike (AIC) foi usado para identificar os modelos mínimos adequados que explicaram as variáveis de resposta (JOHNSON; OMLAND, 2004). Nesse procedimento, as variáveis foram classificadas e testadas, sendo removidas aquelas que não apresentaram significância nos modelos ($p > 0,05$).

A normalidade dos dados foi verificada por gráficos Q-Q, a dispersão foi checada (Desvio residual/d.f. residual > 2), e a homocedasticidade dos dados foi testada com testes de Fligner-Killeen (CRAWLEY, 2013). Quando foi observada heterocedasticidade, os dados foram transformados em logaritmo. Caso os modelos ainda apresentassem

heterocedasticidade após a transformação, diferentes estruturas de variância dos dados foram testadas, e as mais robustas (ou seja, menor AIC) foram selecionadas, conforme sugerido por ZUUR et al. (2009).

Outliers foram verificados com a distância de Cook; sempre que outliers foram identificados (distância de Cook < 1), eles foram excluídos da análise. Os modelos estatísticos foram elaborados no software R versão 3.2.0 (R CORE TEAM, 2023).

Além disso, para cada variável de resposta, um modelo contendo todas as variáveis de paisagem foi submetido ao particionamento hierárquico, que calcula a contribuição independente de cada variável para avaliar sua importância relativa (MAC NALLY, 2002; LAI et al., 2022). Esse procedimento foi realizado utilizando o pacote 'rdacca.hp' no software R Studio (LAI et al., 2022).

4.3 Resultados

Foi coletado um total de 3.586 indivíduos da família Melolonthidae, representando quatro subfamílias, 26 gêneros e 72 espécies. Um total de 58 espécies foi registrado em floresta nativa ($n = 674$), 37 espécies ($n = 1.393$) em pastagem exótica, 31 espécies ($n = 915$) em plantação de pupunha e 31 espécies ($n = 604$) em plantação de café (Tabela 8). Para cada um dos 16 locais de amostragem, a cobertura amostral foi superior a 89% (Tabela 8). Isso indica que foi realizado um esforço adequado para representar as assembleias de besouros Melolonthidae nos locais de amostragem do estudo.

O aumento da cobertura florestal influenciou positivamente a riqueza de espécies de Melolonthidae ($X^2_{1,14} = 16,84$, $p < 0,01$, $R^2 = 0,54$) (Tabela 9, Figura 6a), Melolonthinae ($F_{1,13} = 9,7$, $p < 0,01$, $R^2 = 0,43$) (Tabela 9, Figura 6b) e Rutelinae ($F_{1,13} = 30,71$, $p < 0,01$, $R^2 = 0,7$) (Tabela 9, Figura 6c). O aumento da densidade de borda nas paisagens afetou positivamente a abundância de Melolonthidae ($X^2_{1,13} = 16,35$, $p = 0,016$, $R^2 = 0,31$) (Tabela 9, Figura 6d). A diversidade da paisagem influenciou positivamente a abundância de besouros Dynastinae ($X^2_{1,12} = 15,05$, $p = 0,03$, $R^2 = 0,06$) (Tabela 9, Figura 6e) e Rutelinae ($X^2_{1,13} = 16,28$, $p < 0,01$, $R^2 = 0,38$) (Tabela 9, Figura 6f). Por fim, nenhum descritor da paisagem influenciou a biomassa de Melolonthidae e suas subfamílias (Tabela 9).

Tabela 8 - Número de indivíduos de cada espécie por área e resultado da cobertura amostral.

	Café 1	Café 2	Café 3	Café 4	Floresta 1	Floresta 2	Floresta 3	Floresta 4	Pastagem 1	Pastagem 2	Pastagem 3	Pastagem 4	Pupunha 1	Pupunha 2	Pupunha 3	Pupunha 4
<i>Aspidolea</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Aspidolea</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aspidolea</i> sp.3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astaena</i> sp.1	0	0	3	1	1	2	2	1	1	0	0	0	0	0	1	1
<i>Astaena</i> sp.2	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Astaena</i> sp.3	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	3	0	0	0	0
<i>Blepharotoma</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bolax</i> sp.	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bothynus</i> <i>horridus</i> Endrödi, 1968	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bothynus</i> <i>medon</i> (Germar, 1824)	4	0	1	2	0	0	0	0	2	5	1	4	6	3	5	3
<i>Coelosis</i> <i>biloba</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala</i> <i>cartwrighti</i> Endrödi, 1964	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>amazona</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>amblyopsis</i> Bates, 1888	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>guianae</i> Endrodi 1969	0	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>lunulata</i> Burmeister, 1847	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>ohausiana</i> Höhne, 1923	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala</i> cf. <i>pugnax</i> Arrow, 1914	0	0	0	2	1	3	2	2	0	0	0	0	0	0	2	0

<i>Cyclocephala</i> cf. <i>rondoniana</i> Ratcliffe, 1992	14	13	11	13	15	2	14	8	34	43	40	22	26	32	12	7
<i>Cyclocephala dilatata</i> (Prell, 1934)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala epistomalis</i> Bates, 1888	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala fulgurata</i> Burmeister, 1847	5	3	4	4	8	5	6	7	14	10	14	8	0	0	0	0
<i>Cyclocephala minuta</i> Burmeister, 1847	4	0	0	0	2	0	3	1	2	0	1	3	2	0	0	0
<i>Cyclocephala</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cyclocephala</i> sp.3	4	1	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Cyclocephala</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclocephala stictica</i> Burmeister, 1847	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dyscinetus</i> sp.	6	11	16	7	18	10	5	11	26	18	12	15	11	7	6	13
<i>Enema pan</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	0	2	3	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euetheola humilis</i> (Burmeister, 1847)	29	8	6	14	7	5	14	6	45	34	22	27	26	12	25	13
<i>Euligyus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Faula</i> sp.	11	0	8	1	1	0	1	2	9	3	3	4	1	1	15	4
<i>Isonychus</i> sp.1	4	0	0	1	1	6	3	1	3	1	5	0	0	4	3	3
<i>Isonychus</i> sp.2	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucothyreus</i> cf. <i>campestris</i> Burmeister, 1855	21	8	14	23	4	3	13	12	60	48	21	22	63	41	98	47
<i>Leucothyreus</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucothyreus</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ligyus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Liogenys bidenticeps</i> Moser, 1919	1	1	0	1	11	3	1	3	8	2	4	3	4	3	13	1

<i>Liogenys</i> <i>fusca</i> Blanchard, 1851	95	14	46	44	24	142	56	21	155	173	122	80	101	44	81	45
<i>Lobogeniates</i> sp.1	0	0	0	0	3	0	2	1	1	3	0	0	3	2	0	0
<i>Lobogeniates</i> sp.2	0	0	0	0	2	0	3	1	0	0	2	2	1	1	2	0
<i>Megaceropsis</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paranomala</i> cf. <i>undulata</i> (Melsheimer, 1845)	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paranomala</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Paranomala</i> <i>testaceipennis</i> (Blanchard, 1851)	0	1	0	7	4	5	3	5	5	0	2	4	2	1	5	0
<i>Pelidnota</i> cf. <i>crassipes</i> <i>Ohaus</i> , 1905	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pelidnota</i> <i>herbacea</i> Blanchard, 1851	1	0	0	0	3	5	1	0	3	2	0	0	1	0	1	0
<i>Pelidnota</i> <i>vazdemelloi</i> (Soula, 2006)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phileurus</i> <i>didymus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phyllophaga</i> sp.1	8	0	16	20	15	8	1	6	31	45	20	20	29	1	10	12
<i>Phyllophaga</i> sp.2	22	6	1	12	10	9	9	2	31	24	3	6	8	1	5	10
<i>Phyllophaga</i> sp.3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	9
<i>Phyllophaga</i> sp.4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phyllophaga</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plectris</i> sp.1	0	0	0	0	1	3	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Plectris</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plectris</i> sp.3	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plectris</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0
<i>Plectris</i> sp.5	0	2	0	2	2	4	2	2	0	1	0	0	0	2	0	1
<i>Plectris</i> sp.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Plectris</i> sp.7	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Plectris</i> sp.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

<i>Plectris</i> sp.9	0	0	0	0	0	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sternocrates</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sternocrates</i> sp.2	2	1	0	0	1	1	1	0	3	1	0	0	1	1	0	0
<i>Sternocrates</i> sp.3	4	1	0	0	7	2	1	1	20	6	0	0	3	1	0	0
<i>Sternocrates</i> sp.4	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strategus surinamensis</i> <i>hirtus</i> Sternberg, 1910	1	0	0	0	2	2	0	0	3	1	0	0	2	0	0	0
<i>Trizogeniates</i> cf. <i>vazdemelloi</i> Ferreira, Bravo, Grossi & Seidel, 2019	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trizogeniates</i> cf. <i>zuzanae</i> Ferreira, Bravo, Grossi & Seidel, 2019	0	0	1	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Número de indivíduos	241	73	131	159	173	242	153	106	467	425	277	224	292	168	286	169
Número de espécies	22	16	13	20	42	33	30	26	28	22	18	16	20	24	18	14
Cobertura amostral (%)	97,5%	89,1%	97,7%	95,6%	90,2%	95,5%	90,9%	91,6%	98,3%	98,4%	98,6%	99,6%	98,0%	92,3%	98,6%	98,2%

Fonte: Autor (2025).

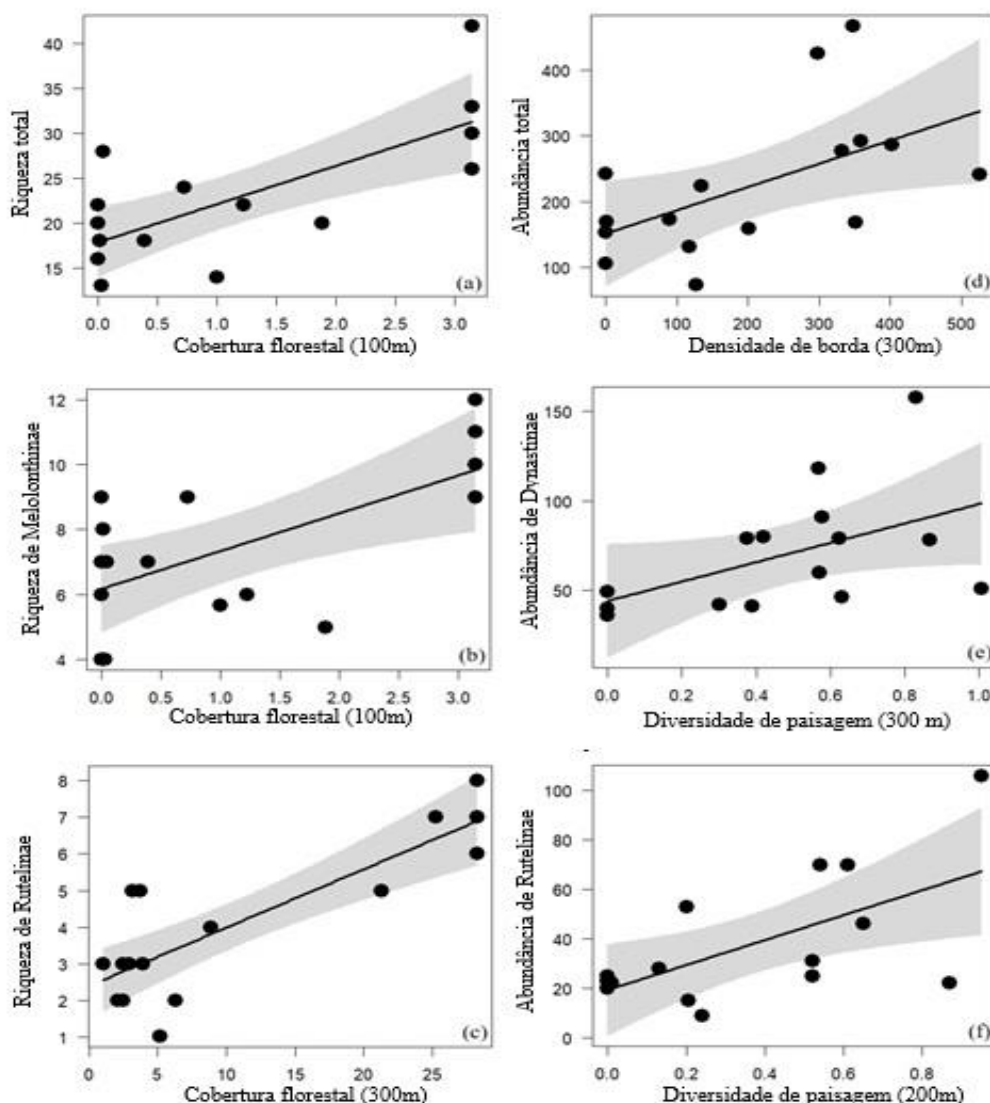
Tabela 9 - Resultados da relação entre variáveis de paisagem e variáveis resposta (riqueza, abundância e biomassa).

	Cobertura florestal (%)	Diversidade de paisagem	Densidade de borda (ha)
Assembleia de Melolonthidae			
Riqueza de espécies	$\chi^2_{1,14} = 16,84$; $p < 0,01$; $r^2 = 0,54$ (+)	$\chi^2_{1,13} = 16,72$; $p = 0,73$; $r^2 = 0,19$ (+)	NS
Abundância	$\chi^2_{1,14} = 22,11$; $p = 0,08$; $r^2 = 0,08$ (+)	NS	$\chi^2_{1,13} = 16,35$; $p = 0,016$; $r^2 = 0,31$ (+)
Biomassa	$F_{1,11} = 0,31$; $p = 0,1$; $r^2 = 0,01$ (+)	$F_{1,11} = 2,96$; $p = 0,11$; $r^2 = 0,01$ (+)	$F_{1,11} = 0,05$; $p = 0,82$; $r^2 = 0,09$ (+)
Melolonthinae			
Riqueza de espécies	$F_{1,13} = 9,7$; $p < 0,01$; $r^2 = 0,43$ (+)	NS	$F_{1,13} = 0,12$; $p = 0,73$; $r^2 = 0,15$ (+)
Abundância	$\chi^2_{1,14} = 16,9$; $p = 0,34$; $r^2 = 0,05$ (+)	$\chi^2_{1,13} = 16,75$; $p = 0,7$; $r^2 = 0,04$ (+)	NS
Biomassa	$\chi^2_{1,14} = 17,3$; $p = 0,07$; $r^2 = 0,08$ (+)	NS	$\chi^2_{1,13} = 15,2$; $p < 0,15$; $r^2 = 0,13$ (+)
Rutelinae			
Riqueza de espécies	$F_{1,13} = 30,71$; $p < 0,01$; $r^2 = 0,7$ (+)	$F_{1,13} = 0,22$; $p < 0,65$; $r^2 = 0,25$ (+)	NS
Abundância	$\chi^2_{1,14} = 25,72$; $p = 0,15$; $r^2 = 0,05$ (+)	$\chi^2_{1,13} = 16,28$; $p < 0,01$; $r^2 = 0,38$ (+)	NS
Biomassa	$F_{1,12} = 1,49$; $p = 0,25$; $r^2 = 0,09$ (+)	$F_{1,12} = 1,14$; $p = 0,31$; $r^2 = 0,04$ (+)	$F_{1,12} = 1,72$; $p = 0,21$; $r^2 = 0,05$ (+)
Dynastinae			
Riqueza de espécies	$F_{1,11} = 3,7$; $p = 0,08$; $r^2 = 0,19$ (+)	$F_{1,11} = 2,95$; $p = 0,11$; $r^2 = 0,12$ (+)	$F_{1,11} = 0,77$; $p = 0,4$; $r^2 = 0,01$ (+)
Abundância	$\chi^2_{1,13} = 19,53$; $p < 0,07$; $r^2 = 0,1$ (+)	$\chi^2_{1,12} = 15,05$; $p = 0,03$; $r^2 = 0,06$ (+)	$\chi^2_{1,11} = 14,9$; $p < 0,7$; $r^2 = 0,29$ (+)
Biomassa	$\chi^2_{1,13} = 17,34$; $p < 0,39$; $r^2 = 0,04$ (+)	$\chi^2_{1,12} = 14,42$; $p = 0,09$; $r^2 = 0,04$ (+)	$\chi^2_{1,11} = 14,13$; $p = 0,59$; $r^2 = 0,02$ (+)

NS – Não significativo.

Fonte: Autor (2025).

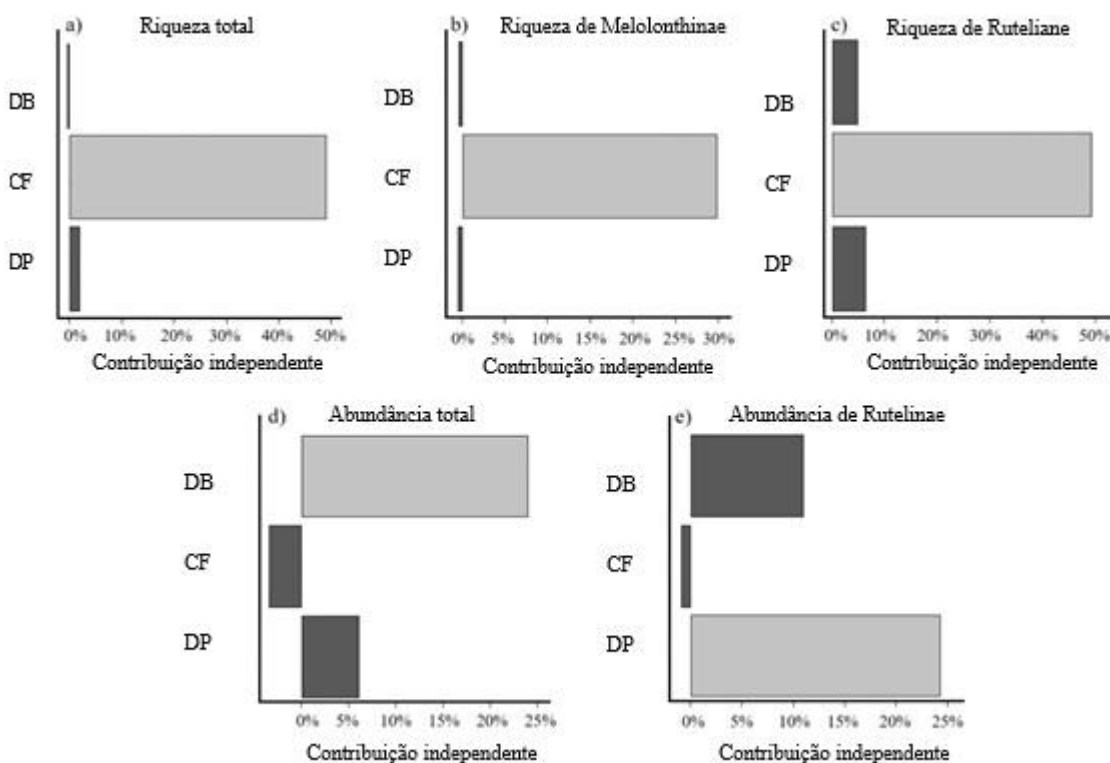
Figura 6 - Regressões significativas ($p < 0,05$) entre variáveis da paisagem e variáveis de resposta (riqueza e abundância). Os pontos pretos representam os 16 locais onde besouros Melolonthidae foram amostrados na Amazônia brasileira, enquanto as sombras cinzas indicam os intervalos de confiança de 95%.



Fonte: Autor (2025).

A cobertura florestal teve a maior contribuição individual para a riqueza total de espécies, riqueza de Melolonthinae e riqueza de Rutelinae, representando 49,0%, 29,8% e 49,3% da variância explicada na partição hierárquica, respectivamente (Figura 7a-c). A densidade de borda apresentou a maior contribuição individual para a abundância total (24%) (Figura 7d), enquanto a diversidade da paisagem teve a maior contribuição individual para a abundância de Rutelinae, representando 24,3% da variância explicada na partição hierárquica (Figura 7e).

Figura 7 - Distribuição do percentual de contribuições independentes dos preditores da paisagem sobre as assembleias de besouros Melolonthidae em 16 locais de amostragem na Amazônia brasileira. O eixo x representa o percentual de contribuições independentes (IC%). A barra cinza clara indica os efeitos significativos ($\alpha = 0,05$) estabelecidos por testes randomizados com 1000 randomizações. DB – densidade de borda; CF – cobertura florestal; DP – diversidade da paisagem.



Fonte: Autor (2025).

4.4 Discussão

No presente estudo, foram avaliados, pela primeira vez, os efeitos da mudança no uso do solo em uma floresta tropical sobre as assembleias de Melolonthidae, e foi verificado como os preditores da paisagem afetam sua diversidade. A cobertura florestal foi o principal precursor das mudanças na riqueza de espécies; o aumento da cobertura florestal afetou positivamente a riqueza de espécies. Em contraste, a densidade de borda foi o principal precursor da abundância total; o aumento da densidade de borda afetou positivamente a abundância da assembleia total. Os resultados indicam os impactos negativos da mudança no uso da solo sobre os besouros Melolonthidae e destacam a importância de manter a cobertura florestal para conservá-los na floresta Amazônica.

Consistente com as hipóteses do trabalho, a cobertura florestal teve um efeito positivo sobre a riqueza total de espécies de Melolonthidae, e esse efeito se estendeu às subfamílias

Melolonthinae e Rutelinae, sendo o fator mais importante das mudanças na riqueza de espécies. Este resultado está alinhado com a alta riqueza observada em florestas, seguindo a abordagem do tipo de habitat (SÁNCHEZ-DE-JESÚS et al., 2016; SILVA et al., 2019; CORREA et al., 2024). Maiores quantidades de cobertura florestal em paisagens tropicais estão frequentemente associadas a assembleias de insetos mais diversas, um padrão já observado em vários grupos (CORREA et al., 2024; IZQUIERDO-SUZÁN et al., 2024). Os resultados deste estudo corroboram essa tendência, evidenciando que os Melolonthidae amazônicos prosperam em paisagens bem preservadas, onde fragmentos florestais substanciais são mantidos. Embora algumas espécies, como *Leucothyreus cf. campestris*, *Cyclocephala cf. rondoniana* e *Liogenys fusca*, tenham sido encontradas em ambientes mais simplificados como foi o caso nesse trabalho, isso não implica que todas desempenham esse papel. Na realidade, a maioria dos Melolonthidae são organismos benéficos e desempenham funções ecológicas importantes (MORÓN, 2020). Com maior riqueza associada a habitats mais preservados, espera-se que esses besouros atuem como consumidores primários e secundários, decompositores e polinizadores, contribuindo significativamente para o equilíbrio ecológico (OLIVEIRA; SALVADORI, 2009; GARCÍA-ATENCIA et al., 2024). Diante disso, torna-se essencial determinar o nível de tolerância das assembleias de Melolonthidae à redução da cobertura florestal original, a fim de estabelecer limiares funcionais para sua conservação. Dessa forma, reforça-se a necessidade de estratégias eficazes de preservação que protejam os habitats florestais e garantam a continuidade dos serviços ecológicos prestados por esses besouros, fundamentais para a manutenção da saúde dos ecossistemas tropicais.

Locais com maior diversidade de paisagem apresentaram altas abundâncias das subfamílias Dynastinae e Rutelinae. Além disso, a diversidade da paisagem foi o principal fator das mudanças na abundância de Rutelinae. Algumas espécies de outras subfamílias de Melolonthidae (por exemplo, Melolonthinae) prosperam em ambientes agrícolas homogêneos (KING, 1984), o que pode explicar os padrões específicos de subfamília observados neste estudo. O padrão observado aqui pode estar relacionado ao fato de que muitas espécies de Dynastinae e Rutelinae são generalistas, com hábitos alimentares facultativos na fase larval (OLIVEIRA; SALVADORI, 2009). Isso significa que, na ausência de seu alimento preferido, elas podem consumir recursos alternativos em ambientes com paisagens diversas (PARDO-LOCARNO, 2013). Consequentemente, isso pode levar ao aumento das populações dessas espécies devido à maior disponibilidade e variedade de recursos (LAVELLE; KOHLMANN, 1984; OLIVEIRA; SALVADORI, 2009; CHERMAN et al., 2019). Juntamente com tais aumentos populacionais, a condição ambiental heterogênea promovida por paisagens diversas

(ou seja, aquelas que combinam diferentes tipos de uso do solo) pode estar promovendo ecossistemas variegados com condições que beneficiaram espécies com distribuições específicas levando, assim, a uma alta diversidade de espécies. Portanto, a diversidade da paisagem parece desempenhar um papel importante na abundância das subfamílias Dynastinae e Rutelinae, favorecendo espécies generalistas que se adaptam bem a diferentes tipos de ambientes (BÜCHI; VUILLEUMIER, 2014). A flexibilidade alimentar dessas espécies, combinada com a maior disponibilidade de recursos em paisagens diversas, pode explicar o crescimento de suas populações.

A densidade de borda foi o principal fator das mudanças na abundância total, com paisagens com maior densidade de borda influenciando positivamente a abundância de Melolonthidae. Tal padrão pode ser interpretado considerando a hipótese da perturbação intermediária (CONNELL, 1978). Maior densidade de borda cria condições ambientais favoráveis tanto para espécies típicas de áreas conservadas quanto para aquelas adaptadas a ambientes perturbados (FAHRIG, 2013). Nessas áreas, recursos como aumento da luz solar e diversidade de habitat permitem que espécies de ambos os ambientes encontrem nichos adequados para seu desenvolvimento. As bordas da vegetação em habitats antropizados ou áreas agrícolas são caracterizadas por mudanças na composição das espécies (FOGGO et al., 2001; HARPER et al., 2005), com maiores abundâncias de espécies generalistas e invasoras em comparação com áreas não perturbadas (LAURANCE et al., 2002). Consequentemente, maiores densidades de borda favorecem uma "explosão populacional" de certas espécies de Melolonthidae, como *L. cf. campestris*, *C. cf. rondoniana* e *L. fusca*, que se beneficiam dessas condições, explorando os recursos abundantes e experimentando menos competição em comparação com os interiores da floresta. Assim, maior densidade de borda pode criar uma "mistura" de condições ambientais, permitindo que espécies de diferentes tipos de habitat coexistam, levando ao aumento da abundância de espécies, embora a diversidade total de espécies possa diminuir (HUBBELL, 2001).

4.5 Conclusão

Este estudo analisou os efeitos da mudança no uso do solo sobre as assembleias de Melolonthidae em uma floresta tropical, evidenciando a influência dos preditores da paisagem na diversidade e abundância desses besouros. A cobertura florestal foi essencial para a manutenção da riqueza de espécies, enquanto a densidade de borda afetou diretamente sua abundância, ressaltando os impactos negativos da conversão florestal em áreas agrícolas e a necessidade de estratégias de conservação.

A relação positiva entre a cobertura florestal e a riqueza de espécies reforça a importância dos habitats preservados para os Melolonthidae. Subfamílias como Melolonthinae e Rutelinae responderam favoravelmente à floresta conservada, enquanto algumas espécies encontradas em ambientes simplificados podem desempenhar funções ecológicas essenciais, como decomposição e polinização.

A diversidade da paisagem influenciou especialmente a abundância de Dynastinae e Rutelinae, cujas populações podem aumentar devido à variedade de recursos em paisagens heterogêneas. Já a densidade de borda favoreceu espécies adaptáveis a diferentes condições ambientais, mas também pode desestabilizar o equilíbrio ecológico ao favorecer algumas espécies específicas.

Diante disso, políticas de manejo sustentável devem conciliar a produção agrícola com a conservação da biodiversidade. A manutenção da cobertura florestal e o controle da fragmentação são essenciais para preservar os Melolonthidae e os serviços ecossistêmicos que fornecem. Estudos futuros devem definir limites funcionais para sua conservação na Amazônia.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, L. S. C.; GROSSI, P. C.; IANNUZZI, L. Flight patterns and sex ratio of beetles of the subfamily Dynastinae (Coleoptera, Melolonthidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 60, n. 3, p. 248-254, 2016.
- ALMEIDA, C.; SILVA, D.; MESSIAS, C. G.; SOLER, L. S.; GUSMÃO, L. H.; MAURANO, L. E. P.; SOUZA, T.; SOARES, I.; BARRADAS, D.; CUNHA, I. P.; BASTOS, E.; BELLUZO, A.; QUADROS, C.; PECHINI, B.; PINHEIRO, F.; SILVA, L. J. Mapping natural non-forest vegetation removal in the Brazilian Amazon – A pilot project. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 43, p. 1341-1348, 2022.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ARAGÓN-GARCÍA, A.; NOCHEBUENA-TRUJILLO, C. D.; MORON, M. A.; LÓPEZ-OLGUÍN, J. F. Uso de trampas de luz fluorescente para el manejo de la gallina ciega (Coleoptera: Melolonthidae) en maíz (*Zea mays* L.). **Agrociencia**, v. 42, n. 2, p. 217-223, 2008.
- BATISTÃO, A. C.; LAVEZO, A.; PESSOA, M. J. G.; DALLACORT, R.; CARVALHO, M. A. C. Distribuição temporal e probabilidade de ocorrência de chuva no município de Juína (MT). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 13, p. 258-270, 2013.
- BÜCHI, L.; VUILLEUMIER, S. Coexistence of specialist and generalist species is shaped by dispersal and environmental factors. **The American Naturalist**, v. 183, n. 5, p. 612-624, 2014.
- BULLOCK, E. L.; WOODCOCK, C. E.; SOUZA JR., C.; OLOFSSON, P. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 26, n. 5, p. 2956-2969, 2020.
- CARDOSO, P.; BARTON, P. S.; BIRKHOFFER, K.; CHICHORRO, F.; DEACON, C.; FARTMANN, T.; FUKUSHIMA, C. S.; GAIGHER, R.; HABEL, J. C.; HALLMANN, C. A.; HILL, M. J.; HOCHKIRCH, A.; KWAK, M. L.; MAMMOLA, S.; NORIEGA, J. A.; ORFINGER, A. B.; PEDRAZA, F.; PRYKE, J. S.; ROQUE, F. O.; SETTELE, J.; SIMAIKA, J. P.; STORK, N. E.; SUHLING, F.; VORSTER, C.; SAMWAYS, M. J. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. **Biological Conservation**, v. 242, 108426, 2020.
- CERQUEIRA, L. V.-B. M. P.; TOKMAN, D. G.; CORREA, C. M. A.; STORCK-TONON, D.; CUPELLO, M.; PERES, C. A.; SALOMÃO, R. P. Insularization drives physiological condition of Amazonian dung beetles. **Ecology and Evolution**, v. 13, n. 12, e10772, 2023.
- CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.

CHERMAN, M. A.; BASILIO, D. S.; MISE, K. M.; ALMEIDA, L. M. **Interactive key to New World Diplotaxini genera and to Brazilian Liogenys Guérin-Ménéville species (Coleoptera: Melolonthidae: Melolonthinae)**, 2019. Disponível em: <https://keys.lucidcentral.org/keys/v3/diplotaxini/>. Acessado em: 02 jul. 2024.

CHERMAN, M. A.; MORÓN, M. A. Validación de la familia Melolonthidae Leach, 1819 (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Acta Zoológica Mexicana**, v. 30, n. 1, p. 201-220, 2014.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.

CORREA, C. M. A.; SALOMÃO, R. P.; ALVARADO, F.; GUZZO, E. C.; FERREIRA, K. R. From green to grey: Unravelling the role of urbanization on diversity of dung beetles in an Amazonian landscape. **Urban Ecosystems**, v. 27, n. 5, p. 773-787, 2024.

CRAWLEY, M. J. **The R Book**. Chichester: John Wiley & Sons, 2013.

CUATE-MOZO, V. A.; ARAGÓN-GARCÍA, A.; PÉREZ-TORRES, B. C.; LÓPEZ-OLGUÍN, J. F.; MORÓN, M. A.; ROJAS-MARTÍNEZ, R. I. Handling of the white grub complex (Coleoptera: Melolonthidae) associated with amaranth (*Amaranthus hypochondriacus* L.) crops in Puebla, Mexico. **Agrociencia**, v. 50, n. 7, p. 889-900, 2016.

DUARTE, P. R. M.; GROSSI, P. C. **Dynastinae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. 2024. Disponível em: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/145312>. Acesso em: 01 dez. 2024.

ENEDINO, T. R.; LOURES-RIBEIRO, A.; SANTOS, B. A. Protecting biodiversity in urbanizing regions: The role of urban reserves for the conservation of Brazilian Atlantic Forest birds. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 17-23, 2018.

EVANS, A. V. A checklist of the New World chafers (Coleoptera: Scarabaeidae: Melolonthinae). **Zootaxa**, v. 211, n. 1, p. 1-458, 2003.

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

FEARNSIDE, P. M. Deforestation of the Brazilian Amazon. **Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science**, 2017.

FINER, M.; MAMANI, N. **Síntese do MAAP: Tendências e pontos críticos do desmatamento da Amazônia em 2019**. Síntese do MAAP, n. 4, 2020. Disponível em: <https://www.amazonconservation.org/2019-amazon-deforestation-trends/>. Acessado em: 30 mar. 2021.

FOGGO, A.; OZANNE, C. M. P.; SPEIGHT, M. R.; HAMBLER, C. Edge effects and tropical forest canopy invertebrates. In: LINSÉNMAIR, K. E.; DAVIS, A. J.; FIALA, B.; SPEIGHT, M. R. (Eds.). **Tropical Forest Canopies: Ecology and Management**. Forestry Sciences, vol. 69. Springer, Dordrecht, 2001.

FREY, G. Synopsis der südamerikanischen Sericinen (Col., Scarab., Melolonth.). **Entomologische Arbeiten aus dem Museum Georg Frey**, v. 24, p. 315-366, 1973.

GARCÍA-ATENCIA, S.; BONILLA-GÓMEZ, M. A.; MORENO, C. E. Ecosystem functions and functional traits for the study of phytophagous scarab beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). **Ecological Entomology**, v. 49, n. 4, p. 463-475, 2024.

GARCÍA LÓPEZ, A.; MICÓ, E.; GALANTE, E. From lowlands to highlands: Searching for elevational patterns of species richness and distribution of scarab beetles in Costa Rica. **Diversity and Distributions**, v. 18, n. 6, p. 543-553, 2012.

GARCÍA-LÓPEZ, A.; MICÓ, E.; NUMA, C.; GALANTE, E. Spatiotemporal variation of scarab beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeidae: Dynastinae, Melolonthinae, Rutelinae) in the premontane rain forest in Costa Rica: A question of scale. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 103, n. 6, p. 956-964, 2010.

GARCÍA-LÓPEZ, A.; MICÓ, E.; ZUMBADO, M. A.; GALANTE, E. Sampling scarab beetles in tropical forests: The effect of light source and night sampling periods. **Journal of Insect Science**, v. 11, n. 1, 95, 2011.

GOMES, M. A. V.; SANTOS, M. V. **Zoneamento Sócio-Econômico-Ecológico: Diagnóstico Sócio-Econômico-Ecológico do Estado de Mato Grosso e Assistência Técnica na Formulação da 2ª Aproximação. Aspectos das Formações Vegetais/Uso e Ocupação do Solo**. Memória Técnica Parte 2: Sistematização das Informações Técnicas Nível Compilatório. Prodeagro-Seplan-BIRD CNEC-Engenharia, Cuiabá, 2001. Disponível em: <https://metadados.geo.mt.gov.br/geonetwork/srv/api/records/92238764-a3b1-4a95-a51a-994de182e1a8/attachments/DSEE-VG-US-RT-001.pdf>. Acessado em: 30 mar. 2021.

HALLMANN, C. A.; SORG, M.; JONGEJANS, E.; SIEPEL, H.; HOFLAND, N.; SCHWAN, H.; STENMANS, W.; MÜLLER, A.; SUMSER, H.; HÖRREN, T.; GOULSON, D.; KROON, H. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. **PLOS ONE**, v. 12, e0185809, 2017.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; EUSKIRCHEN, E. S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M. S.; ESSEEN, P. A. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.

HASAN, S. S.; ZHEN, L.; MIAH, M. G.; AHAMED, T.; SAMIE, A. Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environment, Development and Sustainability**, v. 34, 100527, 2020.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001.

IBGE. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: Compatível com a escala 1:250.000.** Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2019.

IORIS, L. **Juiná: A rainha da floresta - Trinta anos de Amazônia.** São Paulo: All Print Editora, 2009.

IZQUIERDO-SUZÁN, M.; ZAVALA-GUERRERO, P. B.; MENDOZA, H.; SALOMÃO, R. P.; VÁZQUEZ-PICHARDO, M.; VON THADEN, J. J.; MEDELLÍN, R. A. Mosquito (Diptera: Culicidae) diversity and arbovirus detection across an urban and agricultural landscape. **Acta Tropica**, v. 257, 107321, 2024.

JOHNSON, J. B.; OMLAND, K. S. Model selection in ecology and evolution. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 2, p. 101-108, 2004.

KING, A. B. S. Biology and identification of white grubs (Phyllophaga) of economic importance in Central America. **Tropical Pest Management**, v. 30, p. 36-50, 1984.

KRAJCIK, M. **Checklist of Scarabaeoidea of the World 2: Rutelinae (Coleoptera: Scarabaeidae: Rutelinae).** Animma X Supplement, v. 4. Plzen: Milan Krajcik, 2007.

LAI, J.; ZOU, Y.; ZHANG, J.; PERES-NETO, P. R. Generalizing hierarchical and variation partitioning in multiple regression and canonical analyses using the rdacca.hp R package. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 4, p. 782-788, 2022.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LAVELLE, P.; KOHLMANN, B. Étude quantitative de la macrofaune du sol dans une forêt tropicale humide du Mexique (Bonampak, Chiapas). **Pedobiologia**, v. 27, p. 377-393, 1984.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, n. 2, eaat2340, 2018.

MAC NALLY, R. Improving inference in ecological research: Issues of scope, scale, and model validation. **Comments on Theoretical Biology**, v. 7, n. 4, p. 237-256, 2002.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. **Computer Software Program Produced by the Authors at the University of Massachusetts, Amherst**, 2024. Disponível em: <https://www.fragstats.org/>. Acessado em: 18 jan. 2024.

MENIS, F. T.; RODRIGUES, S. R. Occurrence of phytophagous Scarabaeidae (Coleoptera) in a pasture area at the Balsamo municipality, São Paulo, Brazil. **EntomoBrasilis**, v. 14, p. 1-7, 2021.

MORÓN, M. A. **Escarabajos. 200 millones de años de evolución.** Spain: Sociedad Entomológica Aragonesa, 2004.

MORÓN, M. A. Inventarios faunísticos de los Coleoptera Melolonthidae Neotropicais con potencial como bioindicadores. **Giornale Italiano di Entomologia**, v. 8, p. 265-274, 1997.

MORÓN, M. A. Melolontídeos e cetoniídeos edafícolas. In: SALVADORI, J. R.; ÁVILA, C. J.; SILVA, M. T. B. (Eds.). **Pragas de solo no Brasil.** Passo Fundo, RS: Aldeia Norte Editora, p. 131-166, 2020.

MORÓN, M. A. **The beetles of the World. Vol. 10. Rutelini premier partie.** Venette: Sciences Nat, 1990.

MORÓN, M. A.; RATCLIFFE, B. C.; DELOYA, C. **Atlas de los escarabajos de México. Coleoptera: Lamellicornia. Vol. I.** Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Sociedad Mexicana de Entomología, México, 1997.

MORÓN-RÍOS, A.; ALCÁZAR-RUIZ, J. A.; MORÓN, M. A. Fauna de Coleoptera Melolonthidae de Villa Las Rosas, Chiapas, México. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 88, p. 59-86, 2003.

MORÓN-RÍOS, A.; MORÓN, M. A. La fauna de Coleoptera Melolonthidae de la Reserva de la Biósfera “El Triunfo”, Chiapas, México. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 84, p. 1-25, 2001.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRÍA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M. J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M. L. K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D. J.; ITESCU, Y.; KATTGE, J.; KEMP, V.; KIRKPATRICK, L.; KLEYER, M.; CORREIA, D. L. P.; MARTIN, C. D.; MEIRI, S.; NOVOSOLOV, M.; PAN, Y.; PHILLIPS, H. R. P.; PURVES, D. W.; ROBINSON, A.; SIMPSON, J.; TUCK, S. L.; WEIHER, E.; WHITE, H. J.; EWERS, R. M.; MACE, G. M.; SCHARLEMANN, J. P. W.; PURVIS, A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, p. 45-50, 2015.

OLIVEIRA, L. J.; SALVADORI, J. R. Insetos rizófagos (Coleoptera: Melolonthidae). In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds.). **Bioecologia e nutrição de insetos: Base para o manejo integrado de pragas.** Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, p. 569-593, 2009.

OTAVO, S. E.; PARRADO-ROSSELLI, Á.; ARI NORIEGA, J. Superfamilia Scarabaeoidea (Insecta: Coleoptera) como elemento bioindicador de perturbación antropogénica en un parque nacional amazónico. **Revista de Biología Tropical**, v. 61, n. 2, p. 735-752, 2013.

PARDO-LOCARNO, L. C. Escarabajos (Coleoptera: Melolonthidae) del plan aluvial del Río Cauca, Colombia I. Ensamblaje, fichas bioecológicas, extinciones locales y clave para adultos. **Dugesiana**, v. 20, n. 1, p. 1-15, 2013.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing.** R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acessado em: 10 out. 2023.

RITCHER, P. O. Biology of Scarabaeidae. **Annual Review of Entomology**, v. 3, p. 311-334, 1958.

SÁNCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K. A. G. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. **Biological Conservation**, v. 232, p. 8-27, 2019.

SÁNCHEZ-DE-JESÚS, H. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ANDRESEN, E.; ESCOBAR, F. Forest loss and matrix composition are the major drivers shaping dung beetle assemblages in a fragmented rainforest. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 843-854, 2016.

SILVA, P. G.; NUNES, C. A.; FERREIRA, L. F.; BRAGA, R. F.; BEIROZ, W.; PERILLO, L. N.; SOLAR, R. R. C.; NEVES, F. S. Patch and landscape effects on forest-dependent dung beetles are masked by matrix-tolerant dung beetles in a mountaintop rainforest archipelago. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1321-1331, 2019.

SOLAR, R. R. C.; BARLOW, J.; ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENGUER, E.; FERREIRA, J. N.; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98-107, 2016.

SOUZA JUNIOR, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, 2735, 2020.

SPRACKLEN, B. D.; KALAMANDEEN, M.; GALBRAITH, D.; GLOOR, E.; SPRACKLEN, D. V. A global analysis of deforestation in moist tropical forest protected areas. **PLOS ONE**, v. 10, e0143886, 2015.

TOIVONEN, M.; PELTONEN, A.; HERZON, I.; HELIÖLÄ, J.; LEIKOLA, N.; KUUSAAARI, M. High cover of forest increases the abundance of most grassland butterflies in boreal farmland. **Insect Conservation and Diversity**, v. 10, n. 4, p. 321-330, 2017.

TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, n. 8, p. 857-874, 2005.

XAVIER, A. C.; SCANLON, B. R.; KING, C. W.; ALVES, A. I. New improved Brazilian daily weather gridded data (1961-2020). **International Journal of Climatology**, v. 42, n. 16, p. 8390-8404, 2022.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N.; SABELIEV, A. A.; SMITH, G. M. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York: Springer, 2009.

5 A VARIAÇÃO ALTITUDINAL DAS ASSEMBLEIAS DE BESOUROS MELOLONTHIDAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) EM UMA MONTANHA NEOTROPICAL: O USO DO SOLO IMPORTA?

RESUMO

As florestas tropicais montanas são ecossistemas ricos em biodiversidade e essenciais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos. No entanto, essas áreas enfrentam ameaças significativas, como a conversão de florestas em pastagens, o que altera a estrutura ecológica e reduz a conectividade entre os fragmentos florestais. Este estudo investiga a resposta das assembleias de besouros Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) ao gradiente altitudinal em dois sistemas de uso do solo (floresta e pastagem) na Reserva da Biosfera Los Tuxtlas, México. A amostragem foi realizada em nove áreas ao longo de um gradiente altitudinal (0 a 1.200 m) utilizando armadilhas luminosas. Um total de 509 espécimes pertencentes a 41 espécies foi registrado, sendo 340 indivíduos na floresta e 169 na pastagem. Os resultados fornecem evidências de que o tipo de uso do solo modifica o padrão geral da relação entre diversidade e altitude, uma vez que, nas florestas, a riqueza de espécies e a abundância aumentam com a elevação, enquanto, nas pastagens, não houve relação entre a assembleia e a altitude. Além disso, foi demonstrado que diferentes subfamílias podem apresentar tendências distintas em termos de riqueza e abundância ao longo do gradiente altitudinal. A diversidade beta foi semelhante entre os dois sistemas, sugerindo que a substituição de espécies ocorre de maneira comparável tanto na floresta quanto na pastagem, ao longo do gradiente altitudinal. Este estudo oferece novas perspectivas sobre os fatores que impulsionam as mudanças na biodiversidade em paisagens montanhosas modificadas pelo homem, destacando o papel da mudança no uso da terra na distribuição espacial das comunidades ecológicas ao longo dos gradientes altitudinais. Por fim, diante das crescentes ameaças aos ambientes montanhosos em todo o mundo, estudos adicionais são urgentemente necessários para estabelecer estratégias de conservação ao longo dos gradientes altitudinais.

Palavras-chave: Ecossistemas tropicais. Conservação da biodiversidade. Impactos antrópicos. Ecologia de comunidades. Diversidade beta.

5 ALTITUDINAL VARIATION OF MELONTHIDAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) BEETLE ASSEMBLAGES IN A NEOTROPICAL MOUNTAIN: DOES THE LAND USE MATTER?

ABSTRACT

Montane tropical forests are ecosystems rich in biodiversity and essential for maintaining ecosystem services. However, these areas face significant threats, such as forest conversion into pastures, which alters ecological structure and reduces connectivity between forest fragments. This study investigates the response of Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) beetle assemblages to the altitudinal gradient in two land use systems (forest and pasture) in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve, Mexico. Sampling was conducted in nine areas along an altitudinal gradient (0 to 1,200 m) using light traps. A total of 509 specimens belonging to 41 species was recorded, with 340 individuals in the forest and 169 in the pasture. The results provide evidence that the land use type modifies the general pattern of the diversity-altitude relationship, given that in the forests, the species richness and abundance increase with elevation, while in the pastures, there was no relationship between assemblage and altitude. Additionally, it was demonstrated that different subfamilies may show different trends in terms of richness and abundance across the altitudinal gradient. Beta diversity was similar between the two systems, suggesting that species turnover occurs comparably in both forest and pasture along the altitudinal gradient. This study provides new insights into the drivers of biodiversity changes in human-modified mountain landscapes, which highlights the role of land use change on the spatial distribution of ecological communities across elevation gradients. Finally, in the face of the increasing threats to mountain environments throughout the world, further studies are urgently needed to establish conservation strategies across elevational gradients.

Keywords: Tropical ecosystems. Biodiversity conservation. Anthropogenic impacts. Community ecology. Beta diversity.

5.1 Introdução

As florestas tropicais de montanhas abrigam uma alta diversidade de espécies e desempenham um papel crucial na manutenção dos serviços ecossistêmicos, sendo reconhecidas como *hotspots* de biodiversidade (MYERS et al., 2000; KAPPELLE, 2004; KESSLER; KLUGE, 2008; RICHTER, 2008;) e centros críticos de endemismo de espécies (GENTRY, 1995). As regiões de florestas de montanhas são particularmente sensíveis às mudanças ambientais, como a fragmentação de habitat e a conversão do uso da terra, que impactam significativamente a fauna e flora locais (BUBB et al., 2004; LAURANCE et al., 2011; WILSON et al., 2016; BARLOW et al., 2010). O gradiente altitudinal influencia fatores climáticos, como temperatura, umidade e radiação solar, criando condições ambientais heterogêneas que afetam a distribuição e composição das comunidades biológicas (RAHBEK, 2005; KÖRNER, 2021).

Uma das principais ameaças à biodiversidade em paisagens montanhosas é a conversão de florestas em pastagens, o que reduz a conectividade entre os fragmentos florestais e altera a estrutura dos ecossistemas (BUBB et al., 2004; HADDAD et al., 2015). As pastagens tornaram-se o componente dominante da paisagem (GUEVARA et al., 1997; VITOUSEK et al., 1997; TOLEDO; ORDÓÑEZ, 1998), tanto em termos de área ocupada quanto no impacto sobre os processos ecológicos e o funcionamento dos ecossistemas explorados (UHL et al., 1988; REINERS et al., 1994). Ambientes abertos, como as pastagens, estão mais expostos às variações microclimáticas, favorecendo algumas espécies, enquanto se tornam hostis para outras (EWERS; DIDHAM, 2006; LARSEN, 2012). No entanto, ainda há poucos estudos sobre como esses novos habitats (pastagens e ambientes abertos) afetam os padrões de distribuição das espécies ao longo do gradiente altitudinal (ALVARADO et al., 2020; MANTONI et al., 2021).

Muitos grupos de insetos oferecem vantagens significativas para investigar padrões e causas da variação altitudinal na estrutura das comunidades (KUMAR et al., 2009). Insetos com alta diversidade de espécies e métodos padronizados de amostragem (FAVILA, 1997; BREHM; AXMACHER, 2006) são valiosos para estudos ao longo de gradientes altitudinais. Avaliar diferentes níveis de diversidade biológica (alfa e beta, por exemplo) pode fornecer informações cruciais sobre os padrões de biodiversidade ao longo dos gradientes ambientais, incluindo os altitudinais (ANDERSON et al., 2011; SOCOLAR et al., 2016). A substituição de espécies entre habitats pode refletir diferentes processos ecológicos, como dispersão limitada, especialização de habitat e respostas a variações microclimáticas (LEGENDRE; DE CÁCERES, 2013; NICHOLS et al. 2008). Nos ecossistemas montanhosos, a riqueza e a

abundância de espécies são fortemente influenciadas pela altitude, pois fatores climáticos variam gradualmente, afetando a adequação do habitat para diferentes grupos funcionais (STEVENS, 1992; GRYTNES; MCCAIN, 2007). Assim, compreender os padrões de diversidade alfa e beta entre florestas e pastagens ao longo do gradiente altitudinal pode fornecer insights valiosos sobre os impactos da conversão de habitats na estrutura das comunidades biológicas.

Muitos estudos ecológicos têm utilizado insetos para compreender os padrões de distribuição das espécies ao longo dos gradientes altitudinais. Por exemplo, a riqueza e a abundância de formigas (Hymenoptera: Formicidae) diminuem com o aumento da altitude, principalmente devido a variações na temperatura e disponibilidade de recursos (BRÜHL et al., 1999; LONGINO; COLWELL, 2011). Da mesma forma, borboletas (Lepidoptera) apresentam padrões variados de distribuição altitudinal, com algumas espécies sendo mais abundantes em altitudes mais baixas, enquanto outras são restritas a maiores elevações devido à especialização ecológica (HODKINSON, 2005; PIRES et al., 2020). Besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) são amplamente utilizados para avaliar os efeitos da altitude em florestas e pastagens, demonstrando que as florestas sustentam maior diversidade de espécies (ESCOBAR et al., 2007; NICHOLS et al., 2007; SALOMÃO et al., 2023). No entanto, as respostas de muitos grupos biológicos à variação altitudinal ainda não são claras (NEWBOLD et al., 2015). Embora se possa esperar que esses grupos menos estudados sigam o padrão geral de declínio da riqueza com o aumento da altitude (HORTAL et al., 2013; CHEN et al., 2022), não há como prever como as mudanças no uso do solo afetarão seus padrões de distribuição ao longo do gradiente altitudinal.

Os besouros Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) são considerados bioindicadores potenciais e eficazes na avaliação dos impactos ambientais das mudanças no uso do solo devido à sua sensibilidade às alterações do habitat (MORÓN, 1997a; OTAVO et al., 2013). Além disso, desempenham funções ecológicas essenciais, atuando como decompositores, consumidores de material vegetal e agentes-chave no ciclo de nutrientes do solo (RITCHER, 1958; GARCÍA-ATENCIA et al., 2024). Os besouros Melolonthidae podem ser altamente eficientes na avaliação dos efeitos das mudanças ecológicas em florestas tropicais montanhosas, pois são sensíveis à fragmentação do habitat, variações microclimáticas e conversão do uso do solo (MORÓN-RÍOS; MORÓN, 2001; MORÓN-RÍOS et al., 2003; GARCÍA-LÓPEZ et al., 2010). Protocolos padronizados de amostragem permitem estudos comparativos sobre a composição e estrutura dessas assembleias de besouros em diferentes ambientes. No entanto, pouco se sabe sobre como as comunidades de

Melolonthidae respondem às mudanças no gradiente altitudinal em montanhas tropicais (GARCÍA-LÓPEZ et al., 2011).

Dado que a conversão de áreas nativas em pastagens é uma tendência contínua nas montanhas tropicais, é essencial identificar as consequências das mudanças no uso do solo sobre a distribuição espacial das comunidades ecológicas ao longo dos gradientes altitudinais. Neste estudo, foi avaliada a resposta das assembleias de besouros Melolonthidae ao gradiente altitudinal em áreas de floresta e pastagem, em uma paisagem tropical de montanha. Especificamente, buscou-se investigar: (I) como a riqueza de espécies e a abundância variam ao longo do gradiente altitudinal em diferentes usos do solo; e (II) quais são os padrões de diversidade beta nesses ambientes.

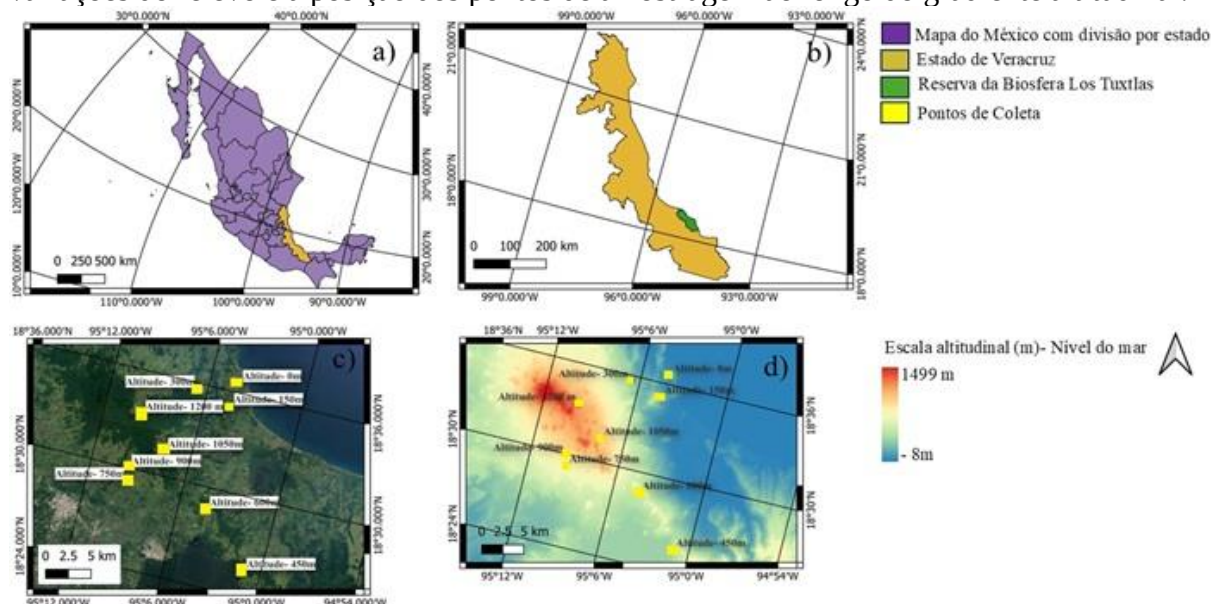
5.2 Material e Métodos

5.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na Reserva da Biosfera Los Tuxtlas (RBLT), estado de Veracruz, México, coordenadas geográficas entre 18°20'N, 95°07'O e 18°43'N, 95°25'O (Figuras 8a e 8b). Reconhecida como um dos principais locais para estudos ecológicos no país, a RBLT se destaca por sua diversidade biológica e pelas condições ecológicas únicas que abriga (GUEVARA-SADA et al., 2004; ORTEGA-RUBIO et al., 2015). A reserva possui uma área total de 155.122 hectares, com topografia variando do nível do mar a até 1.600 metros de altitude (GARCÍA-AGUIRRE et al., 2010; GONZÁLEZ-SORIANO et al., 1997).

A região apresenta um clima quente e úmido, com temperatura média anual em torno de 25°C e precipitação anual variando entre 3.000 e 4.600 mm (SOTO; GAMA, 1997). A vegetação é composta por floresta tropical úmida nas áreas mais baixas, enquanto altitudes mais elevadas abrigam espécies típicas de zonas temperadas (DIRZO; MIRANDA, 1991; GARCÍA-AGUIRRE et al., 2010). O núcleo da RBLT compreende três montanhas principais: San Martín Tuxtla (9.806 ha), Santa Marta (18.032 ha) e San Martín Pajapan (1.883 ha) (GUEVARA-SADA et al., 2004; GONZÁLEZ-SORIANO et al., 1997). A zona de amortecimento ao redor do núcleo cobre 125.401 hectares, caracterizados por um mosaico de paisagens que inclui áreas agrícolas e fragmentos florestais em diferentes estágios de sucessão (GUEVARA-SADA et al., 2004). Essa zona sofreu impacto significativo devido às atividades humanas, como a conversão de áreas florestais em pastagens e terras agrícolas, sendo as áreas de baixa altitude as mais alteradas (DIRZO; GARCÍA, 1992; GUEVARA-SADA et al., 2000). No entanto, até 1.200 metros de altitude, ainda é possível observar interferência humana na estrutura da vegetação nativa da região.

Figura 8 - Distribuição geográfica e altitudinal dos pontos de amostragem na Reserva da Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, México. (a) Mapa do México com divisões estaduais, destacando o estado de Veracruz. (b) Localização da Reserva da Biosfera Los Tuxtlas dentro de Veracruz. (c) Imagem de satélite da área de estudo mostrando a distribuição dos pontos de amostragem e suas respectivas altitudes. (d) Mapa altitudinal da área de estudo, destacando as variações do relevo e a posição dos pontos de amostragem ao longo do gradiente altitudinal.



Fonte: Autor (2025).

As áreas investigadas no presente estudo estão localizadas entre 0 e 1.200 metros de altitude (Figuras 8c e 8d). A seleção dessas áreas considerou variações na estrutura da paisagem, incluindo fragmentos florestais bem preservados, com vegetação predominantemente classificada como floresta perene alta (IBARRA-MANRÍQUEZ; SINACA COLÍN, 1995). Entretanto, ao longo do gradiente altitudinal, são observadas variações dessa vegetação, como a floresta nublada em áreas vulcânicas e a floresta tropical perene em regiões mais baixas (VON THADEN et al., 2020). Além disso, foram incluídas áreas antropizadas, como pastagens, que se tornaram cada vez mais comuns nos trópicos úmidos do México (GUEVARA-SADA et al., 2004). Essas áreas são amplamente utilizadas para a pecuária, o que afeta significativamente o isolamento e a conectividade dos fragmentos florestais remanescentes (GONZÁLEZ-KUK; MUÑOZ-MÁRQUEZ TRUJILLO, 2022).

5.2.2 Amostragem de besouros

Foram realizadas duas campanhas de amostragem, a primeira em junho e a segunda em julho de 2024, durante a estação chuvosa da região, quando os besouros melolontídeos são mais abundantes na RBLT (MORÓN, 1979). As coletas foram realizadas aos pares, em dois

tipos de habitats (floresta conservada e pastagem) dentro de cada área amostrada. Os locais de amostragem foram distribuídos ao longo de um gradiente altitudinal que variou de 0 m a 1.200 m, com intervalos de 150 m, totalizando nove áreas: 1) 0 m; 2) 150 m; 3) 300 m; 4) 450 m; 5) 600 m; 6) 750 m; 7) 900 m; 8) 1050 m; e 9) 1200 m, mantendo-se uma distância mínima de 1 km entre elas. No total, foram coletadas 36 amostras (duas campanhas de amostragem $\times$ dois tipos de habitat $\times$ nove gradientes altitudinais). Para garantir a robustez dos dados, a amostragem foi repetida duas vezes em cada área.

Os besouros foram capturados utilizando uma armadilha luminosa modificada com base no modelo "Luiz de Queiroz" (Figura 2), equipada com uma lâmpada LED recarregável de 100 W, instalada no centro de cada um dos 18 locais de estudo. Esse método de amostragem, que utiliza fontes de luz, é amplamente empregado em outros estudos e tem se mostrado eficaz na atração de besouros da família Melolonthidae (GARCÍA-LÓPEZ et al., 2011; IBARRA-POLESEL; DAMBORSKY, 2018), além de ser eficiente na representação dessa comunidade (CUATE-MOZO et al., 2016; MENIS; RODRIGUES, 2021). As armadilhas permaneceram ativas por um período de 12 horas, das 18:00h às 6:00h do dia seguinte. Após a coleta, os insetos foram armazenados em sacos plásticos contendo álcool a 70% e transportados para o laboratório de entomologia do Inecol (Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México), onde foram triados e preparados para análise.

Os besouros da família Melolonthidae foram identificados até o nível de gênero utilizando as chaves de Morón (1979) e Morón e Deloya (1991). A classificação supragenérica seguiu Endrödi (1966), com modificações de Morón (1997; 2010) e Cherman e Morón (2014). A identificação das espécies foi realizada com a assistência dos pesquisadores do Inecol, Dr. Andrés Ramírez Ponce e Dr. Éder Farid Mora Aguilar. Todos os espécimes foram depositados na coleção entomológica IEXA, do Inecol.

5.2.3. Análise de dados

Uma abordagem de cobertura amostral utilizando iNEXT foi realizada para estimar a eficiência da amostragem de Melolonthidae em cada uma das nove áreas estudadas (CHAO et al., 2014; HSIEH et al., 2016). Essa abordagem considera o número total de indivíduos de cada espécie em cada amostra (HSIEH et al., 2016). O software online iNEXT foi utilizado para essa estimativa de cobertura amostral.

Para avaliar o efeito do gradiente altitudinal sobre a riqueza de espécies de Melolonthidae, biomassa e abundância da assembleia e de cada subfamília separadamente (por exemplo, Melolonthinae) em cada sistema de uso da terra, foram realizados Modelos

Lineares Generalizados (GLMs). As premissas estatísticas de dispersão e distribuição dos dados (verificadas visualmente com gráficos q-q), homocedasticidade (testada com a análise de Fligner-Killeen) e presença de outliers (analisada por meio da Distância de Cook) foram verificadas. Para cada modelo, foram utilizados erros de distribuição apropriados. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R CORE TEAM, 2023).

Para obter a diversidade beta e seus componentes para cada tipo de habitat (floresta e pastagem), foi aplicada a decomposição da dissimilaridade de Sørensen, seguindo a abordagem de Podani (LEGENDRE, 2014). Para isso, foi utilizada uma matriz binária de ocorrência de espécies (área × espécie) para quantificar a contribuição relativa da substituição de espécies e da diferença de riqueza para a diversidade beta total. Esse procedimento foi realizado utilizando o pacote adespatial (DRAY et al., 2024).

As matrizes de dissimilaridade resultantes para a composição da comunidade, substituição de espécies e diferenças na riqueza de espécies foram obtidas para os habitats de floresta e pastagem. Esses parâmetros foram comparados entre os habitats utilizando o teste de Mann-Whitney. Todas as análises estatísticas foram conduzidas no software R (R CORE TEAM, 2023).

5.3 Resultados

Um total de 509 espécimes pertencentes a 41 espécies foi coletado nos habitats de floresta (n = 340) e pastagem (n = 169). A riqueza de espécies na floresta (36 espécies) foi aproximadamente o dobro da registrada na pastagem (17 espécies) (Tabela 10). Para cada tipo de habitat e área de estudo, o estimador de cobertura amostral indicou alta eficiência de amostragem (> 78,1%), com variação de 88,1% a 100% na floresta e de 78,1% a 96,7% nas pastagens (Tabela 11). Isso sugere que o esforço amostral foi adequado para representar as assembleias de besouros Melolonthidae nos habitats e altitudes estudados. As espécies *Diploptaxis hirsuta* Vaurie, 1958 e *Phyllophaga bucephala* (Bates, 1888) foram as mais abundantes na floresta, representando 18% e 16% dos indivíduos coletados, respectivamente. Na pastagem, *Paranomala* sp. 2 foi a espécie dominante, correspondendo a 28% dos espécimes, seguida por *Phyllophaga sturmi* (Bates, 1888) (19%) e *D. hirsuta* (17%).

No ecossistema florestal, foi encontrada uma relação significativa entre altitude e abundância de besouros. O aumento da altitude teve um impacto positivo na abundância total ($\chi^2_{1,8} = 21,02$; $p < 0,01$) (Figura 9a), na abundância de Melolonthinae ($\chi^2_{1,8} = 3,85$; $p = 0,04$) (Figura 9b) e na abundância de Rutelinae ($F_{1,8} = 7,99$; $p = 0,02$) (Figura 9c). Em relação à riqueza de espécies, observou-se uma relação positiva significativa entre altitude e riqueza

total ($F_{1,8} = 18,76$; $p < 0,01$) (Figura 9d), assim como para a riqueza de Rutelinae ($F_{1,8} = 8,41$; $p = 0,02$) (Figura 9e). No entanto, a riqueza de espécies de Melolonthinae não foi influenciada pelo gradiente altitudinal ($\chi^2_{1,8} = 2,35$; $p = 0,12$).

Tabela 10. Diversidade de besouros coletados nos habitats de floresta e pastagem em Veracruz, México.

Espécies de Melolonthidae	Tipo de habitat		Total
	Floresta	Pastagem	
<i>Cyclocephala brevis</i> Höhne, 1923	1	-	1
<i>Cyclocephala complanata</i> Burmeister, 1847	7	-	7
<i>Cyclocephala lunulata</i> Burmeister, 1847	1	-	1
<i>Cyclocephala melanocephala</i> (Fabricius, 1775)	-	9	9
<i>Diplotaxis hirsuta</i> Vaurie, 1958	63	29	92
<i>Diplotaxis simplex</i> Blanchard, 1850	1	-	1
<i>Diplotaxis</i> sp.	9	3	12
<i>Golofa pizarro</i> Hope, 1837	1	-	1
<i>Hoplia</i> aff. <i>squamifera</i> Burmeister, 1844	-	2	2
<i>Leucothyreus femoratus</i> Burmeister, 1844	-	4	4
<i>Macropoidelimus mnischechi</i> (Sallé, 1873)	1	-	1
<i>Paranomala</i> aff. <i>foraminosa</i> (Bates, 1887)	1	-	1
<i>Paranomala cincta</i> (Say, 1835)	1	3	4
<i>Paranomala cincta</i> var. <i>Polychalca</i> Bates, 1888	2	4	6
<i>Paranomala cupricollis</i> (Chevrolat, 1834)	34	3	37
<i>Paranomala</i> sp. 1	1	-	1
<i>Paranomala</i> sp. 2	17	48	65
<i>Paranomala</i> sp. 3	22	16	38
<i>Paranomala</i> sp. 4	3	-	3
<i>Paranomala undulata</i> Melsheimer, 1844	1	1	2
<i>Pelidnota notata</i> Blanchard, 1851	-	1	1
<i>Pelidnota punctulata</i> Bates, 1888	1	-	1
<i>Pelidnota strigosa</i> Laporte, 1840	8	-	8
<i>Phyllophaga bucephala</i> (Bates, 1888)	55	-	55
<i>Phyllophaga catemacoana</i> Morón, 2003	19	-	19
<i>Phyllophaga cinnamomea</i> (Blanchard, 1850)	-	3	3

<i>Phyllophaga flavidopilosa</i> (Moser, 1921)	4	-	4
<i>Phyllophaga latipes</i> Bates, 1888	11	-	11
<i>Phyllophaga lenis</i> (Horn, 1887)	1	1	2
<i>Phyllophaga matacapana</i> Morón, 2003	2	-	2
<i>Phyllophaga parvisetis</i> (Bates 1887)	4	5	9
<i>Phyllophaga rorulenta</i> (Burmeister, 1855)	4	-	4
<i>Phyllophaga rugipennis</i> (Schaufuss, 1858)	4	-	4
<i>Phyllophaga rugulosa</i> (Blanchard, 1851)	3	-	3
<i>Phyllophaga sturmi</i> Bates, 1888	37	32	69
<i>Phyllophaga tuxtleca</i> Moron, 2003	2	-	2
<i>Phyllophaga tenuipilis</i> (Bates, 1888)	1	-	1
<i>Plusiotis alphabarreraei</i> Morón, 1981	14	-	14
<i>Plusiotis diversa</i> Ohaus, 1912	1	-	1
<i>Spodistes mniszechi</i> (Thomson, 1860)	2	-	2
<i>Strategus aloeus</i> L., 1758	1	-	1

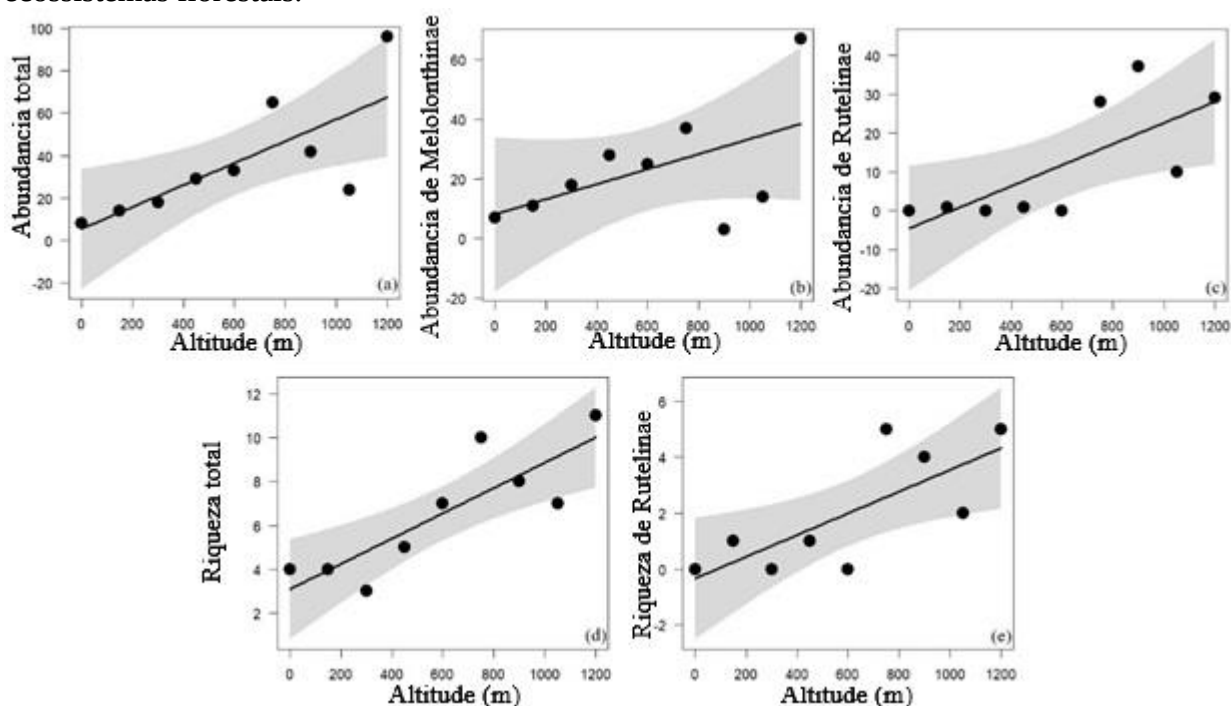
Fonte: Autor (2025).

No ecossistema de pastagem, a abundância total ($\chi^2_{1,8} = 0,66$; $p = 0,41$) e a abundância de Melolonthinae ($F_{1,8} = 2,22$; $p = 0,17$) não foram influenciadas pelo gradiente altitudinal. Em contraste, a abundância de Rutelinae ($F_{1,8} = 8,41$; $p = 0,02$) (Figura 10) foi positivamente afetada pelo gradiente altitudinal. Quanto à riqueza de espécies, a riqueza total de espécies ($F_{1,8} = 0,10$; $p = 0,75$), a riqueza de Melolonthinae ($\chi^2_{1,8} = 1,60$; $p = 0,20$) e a riqueza de Rutelinae ($F_{1,8} = 2,70$; $p = 0,14$) não apresentaram influência significativa da altitude.

<i>Phyllophaga cinnamomea</i> (Blanchard, 1850)																		3
<i>Phyllophaga flavidopilosa</i> (Moser, 1921)	8							4										
<i>Phyllophaga latipes</i> Bates, 1888					1								10					
<i>Phyllophaga lenis</i> (Horn, 1887)						1									1			
<i>Phyllophaga matacapana</i> Morón, 2003								2										
<i>Phyllophaga parvisetis</i> (Bates 1887)				1	3							2	3					
<i>Phyllophaga rorulenta</i> (Burmeister, 1855)	1			1				1	1									
<i>Phyllophaga rugipennis</i> (Schaufuss, 1858)									4									
<i>Phyllophaga rugulosa</i> (Blanchard, 1851)									3									
<i>Phyllophaga sturmi</i> Bates, 1888	2		1	3	5	24	2			4	4		6	11	7			
<i>Phyllophaga tuxtleca</i> Moron, 2003									2									
<i>Phyllophaga tenuipilis</i> (Bates, 1888)			1															
<i>Plusiotis alphabarrerae</i> Morón, 1981								2	12									
<i>Plusiotis diversa</i> Ohaus, 1912		1																
<i>Spodistes mnischechi</i> (Thomson, 1860)		1			1													
<i>Strategus aloeus</i> L., 1758		1																
Número de indivíduos	16	14	18	29	33	65	42	24	96	13	10	6	33	20	38	37	3	20
Número de espécies	5	4	3	5	7	10	8	7	11	2	2	3	6	6	4	2	1	5
Cobertura amostral (%)	78,1	80,1	90,0	90,0	94,1	92,3	90,5	96,7	95,8	100	100	88,1	100	85,7	100	100	100	100

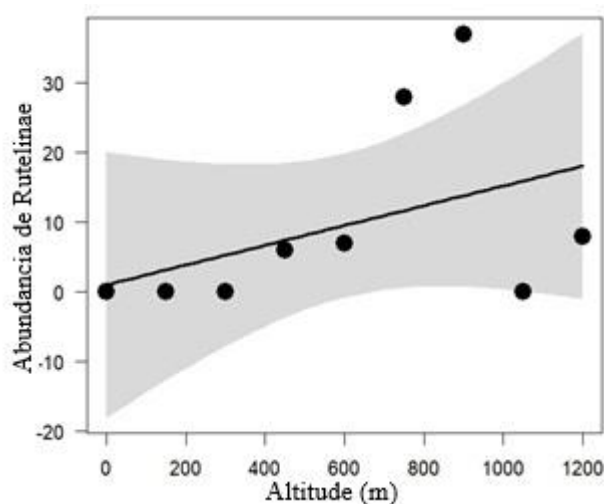
Fonte: Autor (2025).

Figura 9 - Relação entre altitude e abundância total, abundância de Melolonthinae, abundância de Rutelinae (a-c), riqueza total de espécies e riqueza de Rutelinae (d-e) em ecossistemas florestais.



Fonte: Autor (2025).

Figura 10 - Relação entre altitude e abundância de Rutelinae em ecossistemas de pastagem.

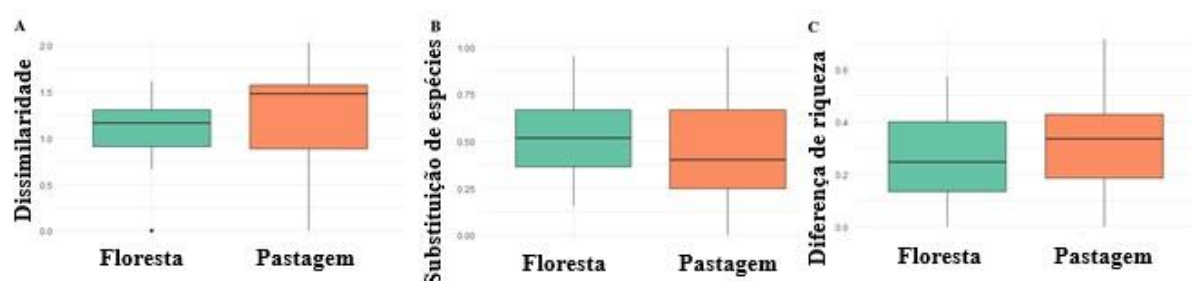


Fonte: Autor (2025).

A dissimilaridade da comunidade foi maior na pastagem do que na floresta (Figura 11A). A composição das espécies de besouros diferiu significativamente entre os habitats ($W = 244,5$; $p = 0,005$). Um total de 11 espécies foi compartilhado entre os dois ambientes,

incluindo *D. hirsuta*, *P. sturmi* e *Paranomala* sp. 2, enquanto 24 espécies foram exclusivas da floresta e 5 da pastagem (Tabela 10). Em relação à diversidade beta, floresta e pastagem apresentaram valores semelhantes para substituição de espécies ($W = 735,5$; $p = 0,326$) e diferença de riqueza ($W = 514$; $p = 0,131$) (Figuras 11B-C). Na floresta, a substituição de espécies contribuiu com 67% da diversidade beta total estimada (0,375), enquanto a diferença de riqueza representou 33%. Na pastagem, a diversidade beta total foi de 0,383, com a substituição de espécies contribuindo com 59% e a diferença de riqueza com 41%.

Figura 11 - Dissimilaridade (A), substituição de espécies (B) e diferenças de riqueza (C) na assembleia de besouros em habitats de floresta e pastagem em Veracruz, México.



Fonte: Autor (2025).

5.4 Discussão

O presente estudo avaliou, pela primeira vez, a resposta da assembleia de Melolonthidae ao gradiente altitudinal em dois sistemas de uso da terra, em uma paisagem montanhosa neotropical. Foi encontrada uma relação significativa entre altitude e riqueza de espécies e abundância de Melolonthidae em florestas. O aumento da riqueza e abundância de Melolonthidae em florestas pode estar relacionado à influência positiva da maior disponibilidade de cobertura vegetal (ver capítulo 3 desta tese), que se torna mais frequente com o aumento da altitude na paisagem estudada. De fato, as maiores áreas de vegetação natural encontradas em altitudes mais elevadas no presente estudo podem oferecer mais recursos alimentares (GARCÍA-LÓPEZ et al., 2012), maior heterogeneidade do habitat e mais refúgio para as espécies de Melolonthidae (OTAVO et al., 2013). Em relação às pastagens, a ausência de relação entre os besouros Melolonthidae e o gradiente altitudinal indica que a transformação da paisagem pode ter desencadeado mudanças na capacidade de colonização altitudinal das espécies de Melolonthidae da floresta para habitats abertos (ALVARADO et al., 2020; MANTONI et al., 2021), devido à redução das condições ambientais ideais (por exemplo, temperaturas mais altas, menor disponibilidade de água e maior incidência de

radiação) (LARSEN, 2012). Esses resultados demonstram que o aumento das pastagens ao longo dos gradientes altitudinais pode ser um fator importante que impulsiona a homogeneização da biota montanhosa de Melolonthidae, fenômeno que também tem sido documentado em outras assembleias de insetos, como besouros rola-bostas (ALVARADO et al., 2020). Portanto, diante das crescentes ameaças aos ambientes montanhosos em todo o mundo (BUBB et al., 2004; HADDAD et al., 2015), são urgentemente necessários estudos adicionais para estabelecer estratégias de conservação ao longo dos gradientes altitudinais.

Em relação às subfamílias em florestas, foi encontrado um efeito positivo do aumento da altitude sobre Rutelinae, mas não sobre Melolonthinae. Esse resultado demonstra que diferentes subfamílias podem apresentar tendências distintas em termos de riqueza e biomassa ao longo do gradiente altitudinal. Como Rutelinae é um grupo altamente sensível às mudanças ambientais (ver capítulo 3 desta tese), esse resultado indica que os sítios florestais ao longo do gradiente altitudinal podem apresentar menores variações nas condições ambientais ideais (por exemplo, temperatura, umidade) (LARSEN, 2012) e na disponibilidade de alimento (MORÓN, 2001; OTAVO et al., 2013; CHERMAN et al., 2014) para esse grupo. Além disso, em pastagens, foi encontrado um efeito positivo do gradiente altitudinal na abundância de besouros Rutelinae. Esse aumento na abundância foi principalmente devido aos valores muito elevados de abundância de *Paranomala* sp. 2, que representou mais de 65% do total de besouros Melolonthidae coletados nas pastagens entre 750-900 m. Assim, a alta abundância dessa espécie demonstra que ela está adaptada às novas condições ambientais impostas pelas pastagens na montanha estudada.

O gradiente altitudinal resulta em uma maior dissimilaridade na comunidade de besouros Melolonthidae em pastagens em comparação com florestas, sugerindo que a conversão de áreas naturais para usos antrópicos em diferentes altitudes causa mudanças substanciais na composição dessas assembleias. Naturalmente, o aumento da altitude leva à redução na pressão atmosférica total, bem como nas pressões parciais de O₂ e CO₂, além de diminuição na temperatura do ar e aumento na radiação solar (KÖRNER, 2007). Em ambientes abertos, como as pastagens, essa vulnerabilidade às variações ambientais, incluindo temperatura, umidade e radiação, torna-se ainda mais pronunciada (BIUDES et al., 2015; PAVÃO et al., 2017). Em ecossistemas florestais, a densa cobertura vegetal e a estrutura heterogênea proporcionam microclimas mais estáveis, reduzindo a influência direta das variações altitudinais sobre as comunidades de insetos (GARCÍA-LÓPEZ et al., 2012; DOMÍNGUEZ et al., 2015; NUNES et al., 2016; MELÉNDEZ-JARAMILLO et al., 2024). Em contraste, em pastagens, a maior exposição aos fatores abióticos intensifica a seletividade

ambiental, favorecendo algumas espécies enquanto exclui outras (SAX et al., 2013). Estudos sobre besouros rola-bostas mostraram que a composição da comunidade varia mais intensamente em habitats perturbados (HALFFTER; ARELLANO, 2002) ou abertos (VERDÚ et al., 2007; BARRAGÁN et al., 2011). Além disso, a conversão de florestas em pastagens reduz a conectividade entre fragmentos florestais, dificultando a dispersão de espécies especializadas e favorecendo a dominância de espécies generalistas ou oportunistas (ESCOBAR et al., 2007). A substituição de florestas por pastagens altera significativamente o ambiente, causando efeitos adversos sobre algumas espécies que permanecem restritas às condições florestais. Por outro lado, outras espécies de Melolonthidae conseguem estabelecer grandes populações em áreas perturbadas (MORÓN, 1997b; MORÓN, 2001; PARDO-LOCARNO et al., 2011; CHERMAN et al., 2014). Essa alteração no equilíbrio ecológico pode explicar a maior dissimilaridade observada nas pastagens ao longo do gradiente altitudinal.

A diversidade beta foi semelhante entre florestas e pastagens, tanto em termos de substituição de espécies quanto de diferenças na riqueza de besouros Melolonthidae. Isso indica que, apesar das diferenças estruturais entre os habitats, ambos exibem um nível comparável de variação na composição das espécies ao longo do gradiente altitudinal. A substituição de espécies ocorre quando há mudanças na identidade das espécies entre locais, enquanto as diferenças de riqueza refletem variações no número total de espécies presentes (LEGENDRE, 2014). A similaridade nos padrões de diversidade beta sugere que fatores ambientais e ecológicos influenciam as assembleias de besouros Melolonthidae de maneira relativamente uniforme em ambos os habitats. Em florestas, a maior heterogeneidade estrutural e a disponibilidade de micro-habitats podem promover a coexistência de espécies, minimizando a exclusão competitiva e permitindo a persistência de espécies especializadas (TSCHARNTKE et al., 2012). Em contraste, pastagens, apesar de sua menor complexidade estrutural, podem abrigar uma comunidade de besouros composta por espécies generalistas e oportunistas que conseguem dispersar-se e explorar diferentes altitudes com eficiência (MENÉNDEZ; GUTIÉRREZ, 1996). Outro fator que pode explicar essa similaridade é a resiliência funcional da comunidade de Melolonthidae às mudanças ambientais. Alguns grupos de insetos apresentam alta plasticidade ecológica (WHITMAN; AGRAWAL, 2009), permitindo que a diversidade beta permaneça relativamente estável, mesmo sob condições ambientais contrastantes (NEKOLA; WHITE, 1999). Além disso, a fragmentação florestal e a conversão de habitats naturais em pastagens podem ter promovido o fluxo gênico entre populações de besouros, resultando em uma composição de espécies parcialmente

compartilhada entre os dois ambientes (FAHRIG, 2003). Outro fator é que a comunidade de Melolonthidae que habita florestas possui maior capacidade de dispersão do que aquelas encontradas em pastagens (ver capítulo 3 desta tese). Isso sugere que as espécies de Melolonthidae florestais têm a capacidade de explorar vários nichos ecológicos, incluindo pastagens, compartilhando assim espécies entre habitats. Portanto, a similaridade na diversidade beta entre florestas e pastagens sugere que ambos os habitats sustentam comunidades ecologicamente dinâmicas, influenciadas tanto pela substituição de espécies quanto pelas diferenças na riqueza. No entanto, compreender os mecanismos exatos que determinam essa dinâmica requer investigações adicionais, considerando fatores como interações bióticas, dispersão e características funcionais das espécies envolvidas.

Embora os fatores naturais em gradientes altitudinais tenham sido amplamente estudados (LONGINO; COLWELL, 2011; GARCÍA-LÓPEZ et al., 2012; PIRES et al., 2020), o efeito concatenado da perturbação do habitat em diferentes altitudes sobre a biodiversidade ainda é pouco conhecido, particularmente em comunidades de besouros (ESCOBAR et al., 2007; ALVARADO et al., 2020). Os resultados do presente estudo destacam a importância de compreender como as paisagens naturais e antrópicas podem modificar a distribuição espacial das comunidades ecológicas ao longo dos gradientes de elevação, fornecendo novas perspectivas sobre os fatores que impulsionam as mudanças na biodiversidade em paisagens montanhosas modificadas pelo homem.

5.5 Conclusão

Este estudo mostrou que a assembleia de Melolonthidae responde ao gradiente altitudinal de forma distinta em florestas e pastagens. Em florestas, a riqueza e a abundância aumentam com a altitude, possivelmente devido à maior cobertura vegetal e disponibilidade de recursos. Já em pastagens, a relação não foi evidente, sugerindo que a conversão da paisagem reduziu a capacidade de colonização altitudinal dos besouros.

A subfamília Rutelinae apresentou um aumento em florestas com a elevação, enquanto *Paranomala* sp. 2 dominou as pastagens em altitudes intermediárias. A composição das assembleias variou mais em pastagens, indicando maior seletividade ambiental, mas a diversidade beta foi semelhante entre os habitats.

Diante das ameaças às áreas montanhosas, este estudo destaca a necessidade de pesquisas adicionais para entender os impactos do uso da terra na biodiversidade e auxiliar na criação de estratégias de conservação.

REFERÊNCIAS

- ALVARADO, F.; SALOMÃO, R. P.; HERNANDEZ-RIVERA, Á.; LIRA, A. F. A. Different responses of dung beetle diversity and feeding guilds from natural and disturbed habitats across a subtropical elevational gradient. **Acta Oecologica**, v. 104, 103533, 2020.
- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 19-28, 2011.
- BARLOW, J.; LOUZADA, J.; PARRY, L.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; HAWES, J.; PERES, C. A.; VENTICINQUE, E. M.; GARDNER, T. A. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 4, p. 779-788, 2010.
- BARRAGÁN, F.; MORENO, C. E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; NAVARRETE, D. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PLoS ONE**, v. 6, n. 3, e17976, 2011.
- BIUDES, M. S.; VOURLITIS, G. L.; MACHADO, N. G.; ARRUDA, P. H. Z.; NEVES, G. A. R.; LOBO, F. A.; NEALE, C. M. U.; NOGUEIRA, J. S. Patterns of energy exchange for tropical ecosystems across a climate gradient in Mato Grosso, Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 202, p. 112-124, 2015.
- BREHM, G.; AXMACHER, J. C. A comparison of manual and automatic moth sampling methods (Lepidoptera: Arctiidae, Geometridae) in a rain forest in Costa Rica. **Environmental Entomology**, v. 35, p. 757-764, 2006.
- BRÜHL, C. A.; MOHAMED, M.; LINSÉNMAIR, K. E. Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forests on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, n. 3, p. 265-277, 1999.
- BUBB, P.; MAY, I.; MILES, L.; SAYER, J. **Cloud Forest Agenda**. Cambridge: UNEP-WCMC, 2004. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2004-003.pdf>. Acessado em: 11 fev. 2025.
- CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, p. 45-67, 2014.
- CHEN, A.; LI, Z.; ZHENG, Y.; ZHAN, J.; YANG, B.; YANG, Z. Decreasing species richness with increase in elevation and positive Rapoport effects of Crambidae (Lepidoptera) on Mount Taibai. **Insects**, v. 13, n. 12, 1125, 2022.
- CHERMAN, M.; MORÓN, M. A. Validación de la familia Melolonthidae Leach, 1819 (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Acta Zoológica Mexicana**, v. 30, p. 201-220, 2014.

- CHERMAN, M. A.; MORÓN, M. A.; DAL PRÁ, E.; VALMORBIDA, I.; GUEDES, J. V. C. Ecological characterization of white grubs (Coleoptera: Melolonthidae) community in cultivated and noncultivated fields. **Neotropical Entomology**, v. 43, n. 3, p. 282-288, 2014.
- CUATE-MOZO, V. A.; ARAGÓN-GARCÍA, A.; PÉREZ-TORRES, B. C.; LÓPEZ-OLGUÍN, J. F.; MORÓN, M. A.; ROJAS-MARTÍNEZ, R. I. Handling of the white grub complex (Coleoptera: Melolonthidae) associated with amaranth (*Amaranthus hypochondriacus* L.) crops in Puebla, Mexico. **Agrociencia**, v. 50, n. 7, p. 889-900, 2016.
- DIRZO, R.; GARCÍA, M. C. Rate of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in southeast Mexico. **Conservation Biology**, v. 6, p. 84-90, 1992.
- DIRZO, R.; MIRANDA, A. El límite boreal de la selva tropical húmeda en el continente americano: contracción de la vegetación y solución de una controversia. **Interciencia**, v. 16, p. 240-247, 1991.
- DOMÍNGUEZ, D.; MARÍN-ARMIJOS, D.; RUIZ, C. Structure of dung beetle communities in an altitudinal gradient of Neotropical dry forest. **Neotropical Entomology**, v. 44, p. 40-46, 2015.
- DRAY, S.; BAUMAN, D.; BLANCHET, G.; BORCARD, D.; CLAPPE, S.; GUENARD, G.; JOMBART, T.; LAROCQUE, G.; LEGENDRE, P.; MADI, N.; WAGNER, H. H.; SIBERCHICOT, A. **adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis**. Versão 0.3-24. 2024. Disponível em: <https://github.com/adeverse/adespatial>. Acessado em: 22 jan. 2025.
- ENDRÖDI, S. Monographie der Dynastinae (Coleoptera: Lamellicornia). I Teil. **Entomologische Arbeiten aus dem Museum für Tierkunde**, v. 33, p. 1-46, 1966.
- ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; ARELLANO, L. From forest to pasture: an evaluation of the influence of environment and biogeography on the structure of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages along three altitudinal gradients in the Neotropical region. **Ecography**, v. 30, n. 2, p. 193-208, 2007.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FAVILA, H. The use of indicator groups for measuring biodiversity. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 72, p. 1-25, 1997.
- GARCÍA-AGUIRRE, M. C.; ÁLVAREZ, R.; DIRZO, R.; ORTIZ, M. A.; ENG, M. M. Delineation of biogeomorphic land units across a tropical natural and humanized terrain in Los Tuxtlas, Veracruz, México. **Geomorphology**, v. 121, p. 245-256, 2010.
- GARCÍA-ATENCIA, S.; BONILLA-GÓMEZ, M. A.; MORENO, C. E. Ecosystem functions and functional traits for the study of phytophagous scarab beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). **Ecological Entomology**, v. 49, p. 463-475, 2024.

GARCÍA-LÓPEZ, A.; MICÓ, E.; GALANTE, E. From lowlands to highlands: searching for elevational patterns of species richness and distribution of scarab beetles in Costa Rica. **Diversity and Distributions**, v. 18, p. 543-553, 2012.

GARCÍA-LÓPEZ, A.; MICÓ, E.; NUMA, C.; GALANTE, E. Spatiotemporal variation of scarab beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeidae: Dynastinae, Melolonthinae, Rutelinae) in the premontane rain forest in Costa Rica: A question of scale. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 103, n. 6, p. 956-964, 2010.

GARCÍA-LÓPEZ, A.; MICÓ, E.; ZUMBADO, M. A.; GALANTE, E. Sampling scarab beetles (Scarabaeidae: Dynastinae, Melolonthinae and Rutelinae) in tropical forests: the effect of light source and night sampling periods. **Journal of Insect Science**, v. 11, n. 1, 95, 2011.

GENTRY, A. H. Patterns of diversity and floristic composition in Neotropical montane forests. In: CHURCHILL, S. P.; BALSLEV, H.; FORERO, E.; LUTEYN, J. L. (Orgs.) **Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests. Proceedings of a symposium, New York Botanical Garden**. St. Louis: Missouri Botanical Garden, 1995. p. 103-126.

GONZÁLEZ KUK, G. M.; MUÑOZ-MÁRQUEZ TRUJILLO, R. A. El ecoturismo como estrategia de conservación de un paisaje transformado en Los Tuxtlas, Veracruz, México. **Economía, Sociedad y Territorio**, v. 22, n. 68, p. 1-21, 2022.

GONZÁLEZ-SORIANO, E.; DIRZO, R.; VOGT, R. C. **Historia natural de Los Tuxtlas**. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México, 1997. 646 p.

GRYTNES, J. A.; MCCAIN, C. M. Elevational trends in biodiversity. **Encyclopedia of Life Sciences**, v. 2, p. 1-10, 2007.

GUEVARA, S.; LABORDE, J.; LIESENFELD, D.; BARRERA, O. Potrereros y ganadería. In: GONZÁLEZ-SORIANO, E.; DIRZO, R.; VOGT, R. C. (Eds.). **Historia natural de Los Tuxtlas**. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México, 1997. p. 43-58.

GUEVARA-SADA, S.; LABORDE, J. D.; SÁNCHEZ-RÍOS, G. **La reserva de la biosfera Los Tuxtlas**. Paris: UNESCO, 2000.

GUEVARA-SADA, S.; LABORDE, J.; SÁNCHEZ-RÍOS, G. **Los Tuxtlas: el paisaje de la sierra**. Xalapa: Instituto de Ecología, 2004.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; LAURANCE, W. F. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, e1500052, 2015.

HALFFTER, G.; ARELLANO, L. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. **Biotropica**, v. 34, n. 1, p. 144-154, 2002.

HODKINSON, I. D. Terrestrial insects along elevation gradients: species and community responses to altitude. **Biological Reviews**, v. 80, n. 3, p. 489-513, 2005.

HORTAL, J.; CARRASCAL, L. M.; TRIANTIS, K. A.; THÉBAULT, E.; MEIRI, S.; SFENTHOURAKIS, S. Species richness can decrease with altitude but not with habitat diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 24, p. E2149-E2150, 2013.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 1451-1456, 2016.

IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; SINACA COLÍN, S. Lista florística comentada de la Estación de Biología Tropical "Los Tuxtlas", Veracruz, México. **Revista de Biología Tropical**, v. 43, n. 1-3, p. 75-115, 1995.

IBARRA-POLESEL, M. G.; DAMBORSKY, M. P. Changes in the structure of Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) assemblages along a temporal gradient in a natural reserve in Chaco, Argentina. **Austral Entomology**, v. 57, p. 377-386, 2018.

KAPPELLE, M. Tropical forests: tropical montane forests. In: BURLEY, J. (Ed.). **Encyclopedia of Forest Sciences**. Elsevier, 2004. p. 1782-1792.

KESSLER, M.; KLUGE, J. The tropical mountain forest: patterns and processes in a biodiversity hotspot. In: GRADSTEIN, S. R.; HOMEIER, J.; GANSERT, D. (Orgs.). **Biodiversity and Ecology Series**. Göttingen: Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology, 2008. p. 35-50.

KÖRNER, C. **Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems**. Berlin: Springer, 2021.

KÖRNER, C. The use of "altitude" in ecological research. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, p. 569-574, 2007.

KÜCHMEISTER, H. A.; WEBBER, C.; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I.; GOTTSBERGER, G. A polinização e sua relação com a termogênese em espécies de Arecaceae e Annonaceae da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 28, p. 217-245, 1998.

KUMAR, A.; LONGINO, J. T.; COLWELL, R. K.; O'DONNELL, S. Elevational patterns of diversity and abundance of eusocial paper wasps (Vespidae) in Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, p. 338-346, 2009.

LARSEN, T. H. Upslope range shifts of Andean dung beetles in response to deforestation: compounding and confounding effects of microclimatic change. **Biotropica**, v. 44, n. 1, p. 82-89, 2012.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FURTADO, M. M.; LOVEJOY, T. E.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; SCHROTH, G.; VASCONCELOS, H. L. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.

LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 1324-1334, 2014.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology Letters**, v. 16, n. 8, p. 951-963, 2013.

LONGINO, J. T.; COLWELL, R. K. Density compensation, species composition, and richness of ants on a neotropical elevational gradient. **Ecosphere**, v. 2, n. 3, p. 1-20, 2011.

MANTONI, C.; TSAFACK, N.; PALUSCI, E.; DI PIETRO, S.; FATTORINI, S. Diversity patterns of dung beetles along a Mediterranean elevational gradient. **Insects**, v. 12, n. 9, 781, 2021.

MENÉNDEZ, R.; GUTIÉRREZ, D. Altitudinal effects on habitat selection of dung beetles (Scarabaeoidea: Aphodiidae) in the Northern Iberian Peninsula. **Ecography**, v. 19, n. 3, p. 313-317, 1996.

MELÉNDEZ-JARAMILLO, E.; SÁNCHEZ-CASTILLO, L.; CORONADO-BLANCO, J. M.; SEGURA-MARTÍNEZ, M. T. J.; CANTÚ-AYALA, C. M. Butterfly community composition along a vegetation gradient in the Sierra Chiquita, Mexico. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 19, n. 4, p. 449-474, 2024.

MENIS, F. T.; RODRIGUES, S. R. Occurrence of phytophagous Scarabaeidae (Coleoptera) in a pasture area at the Balsamo municipality, São Paulo, Brazil. **EntomoBrasilis**, v. 14, p. 1-7, 2021.

MORÓN, M. A. Diversidad y distribución del complejo “gallina ciega” (Coleoptera: Scarabaeoidea). In: RODRÍGUEZ DEL BOSQUE, L. A.; MORÓN, M. A. (Eds.). **Plagas del Suelo**. Ciudad de México: Mundi-Prensa, 2010. p. 41-63.

MORÓN, M. Á. Fauna de coleópteros lamellicornios de la Estación de Biología Tropical "Los Tuxtlas", Veracruz, UNAM, México. **Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoológica**, v. 50, n. 1, p. 375-454, 1979.

MORÓN, M. A. Inventarios faunísticos de los Coleoptera Melolonthidae neotropicales con potencial como bioindicadores. **Giornale Italiano di Entomologia**, v. 8, p. 265-274, 1997a.

MORÓN, M. A. Larvas de escarabajos del suelo en México (Coleoptera: Melolonthidae). **Acta Zoológica Mexicana**, v. 1, p. 111-130, 2001.

MORÓN, M. A. Melolonthinae. In: MORÓN, M. A.; RATCLIFFE, B. C.; DELOYA, C. (Eds.). **Atlas de los Escarabajos de México (Coleoptera: Lamellicornia)**. v. 1. **Familia Melolonthidae**. Ciudad de México: Sociedad Mexicana de Entomología, A.C. y CONABIO, 1997b.

MORÓN, M. A.; DELOYA, C. Los Coleoptera Lamellicornia de la Reserva de la Biosfera La Michilía, Durango, México. **Folia Entomológica Mexicana**, n. 81, p. 209-283, 1991.

MORÓN-RÍOS, A.; ALCÁZAR-RUÍZ, J. A.; MORÓN, M. A. Fauna de Coleoptera Melolonthidae de Villa Las Rosas, Chiapas, México. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 88, p. 59-86, 2003.

MORÓN-RÍOS, A.; MORÓN, M. A. La fauna de Coleoptera Melolonthidae de la Reserva de la Biósfera “El Triunfo”, Chiapas, México. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 84, p. 1-25, 2001.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NEKOLA, J. C.; WHITE, P. S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. **Journal of Biogeography**, v. 26, p. 867-878, 1999.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DI MARCO, M.; FERNANDEZ, M.; HORSBURGH, J. S.; HUI, C.; KERSEY, P. J.; LACEY, G. N.; SCHALK, C. M.; SKRIVAN, J. Impact of land-use change on biodiversity: a global meta-analysis. **Nature**, v. 520, p. 45-50, 2015.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K.; THE SCARABAEINAE RESEARCH NETWORK. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 137, n. 1, p. 1-19, 2007.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M.; THE SCARABAEINAE RESEARCH NETWORK. Ecological functions and ecosystem services of Scarabaeine dung beetles: a review. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, 2008.

NUNES, C. A.; BRAGA, R. F.; LOURENÇO, R. S.; FERREIRA, A. S.; FERNANDES, G. W. Dung beetles along a tropical altitudinal gradient: environmental filtering on taxonomic and functional diversity. **PLOS ONE**, v. 11, n. 6, e0157442, 2016.

ORTEGA-RUBIO, A.; PINKUS-RENÓDAN, M. J.; ESPITIA-MORENO, I. C. (ed.). **Las áreas naturales protegidas y la investigación científica en México**. La Paz B.C.S.: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.; Mérida: Universidad Autónoma de Yucatán; Morelia: Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, 2015. 572 p.

OTAVO, S. E.; PARRADO-ROSSELLI, Á.; NORIEGA, J. A. Superfamilia Scarabaeoidea (Insecta: Coleoptera) como elemento bioindicador de perturbación antropogénica en un parque nacional amazónico. **Revista de Biología Tropical**, v. 61, p. 735-752, 2013.

PARDO-LOCARNO, L. C.; RAMÍREZ-PAVA, B.; VILLOTA, H.; VILLANUEVA, O.; BAHAMÓN, W. Ensamblaje de escarabajos Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) asociados con pasturas en el departamento del Caquetá y su posible relación con la salubridad edáfica. **Acta Agronómica**, v. 60, p. 279-290, 2011.

PAVÃO, V M; NASSARDEN, D C S; PAVÃO, L L; MACHADO, N G; BIUDES, M S. Impacto da conversão da cobertura natural em pastagem e área urbana sobre variáveis biofísicas no sul do Amazonas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, n. 3, p. 343-351, 2017.

PIRES, A. C. V.; BARBOSA, M.; BEIROZ, W.; BEIRÃO, M. V.; MARINI-FILHO, O. J.; DUARTE, M.; MIELKE, O. H. H.; LADEIRA, F. A.; NUNES, Y. R. F.; NEGREIROS, D.;

FERNANDES, G. W. Altitudinal variation in butterfly community associated with climate and vegetation. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, supl. 2, e20190058, 2020.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acessado em: 24 mai. 2024.

RAHBEEK, C. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. **Ecology Letters**, v. 8, n. 2, p. 224-239, 2005.

REINERS, W. A.; BOUWMAN, A. F.; PARSONS, W. F. J.; KELLER, M. Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. **Ecological Applications**, v. 4, n. 2, p. 363-377, 1994.

RICHTER, M. Tropical mountain forests: distribution and general features. In: GRADSTEIN, S. R.; HOMEIER, J.; GANSERT, D. (Orgs.). **The Tropical Mountain Forest: Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot**. Göttingen: Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology, 2008. p. 7-24.

RITCHER, P. O. Biology of Scarabaeidae. **Annual Review of Entomology**, v. 3, p. 311-334, 1958.

SALOMÃO, R. P.; LOPERA-TORO, A.; PULIDO-HERRERA, L. A.; ARIAS-BURITICÁ, J. A. Habitat type affects the diversity of dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages in a neotropical mountainous region of Colombia. **International Journal of Tropical Insect Science**, v. 43, p. 793-803, 2023.

SAX, D. F.; EARLY, R.; BELLEMARE, J. Niche syndromes, species extinction risks, and management under climate change. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 9, p. 517-523, 2013.

SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS, D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 1, p. 67-80, 2016.

SOTO, M.; GAMA, L. Climas. In: GONZÁLEZ, E.; DIRZO, R.; VOGT, R. C. (Eds.). **Historia natural de Los Tuxtlas**. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México, 1997. p. 7-23.

STEVENS, G. C. The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. **American Naturalist**, v. 140, n. 6, p. 893-911, 1992.

TOLEDO, V. M.; ORDOÑEZ, M. J. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. In: RAMAMOORTHY, T. P.; BYE, R.; LOT, A.; FA, J. (Comps.) **Diversidad biológica de México: orígenes y distribución**. México, D.F.: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 1998. p. 739-757.

TSCHARNTKE, T.; TYLIANAKIS, J. M.; RAND, T. A.; DIDHAM, R. K.; FAHRIG, L.; BATÁRY, P.; BENGTTSSON, J.; CLOUGH, Y.; CRIST, T. O.; DORMANN, C. F.; EWERS, R. M.; FRÜND, J.; HOLT, R. D.; HOLZSCHUH, A.; KLEIN, A. M.; KLEIJN, D.;

KREMEN, C.; LANDIS, D. A.; LAURANCE, W.; LINDENMAYER, D.; SCHERBER, C.; SODHI, N.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C.; VAN DER PUTTEN, W. H.; WESTPHAL, C. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, p. 661-685, 2012.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 663-681, 1988.

VERDÚ, J; MORENO, C E; SÁNCHEZ-ROJAS, G; NUMA, C; GALANTE, E; HALFFTER, G. Grazing promotes dung beetle diversity in the xeric landscape of a Mexican biosphere reserve. **Biological Conservation**, v. 140, p. 308-317, 2007.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human domination of earth's ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494-499, 1997.

VON THADEN, J. J.; LABORD, J.; GUEVARA, S.; MOKONDOKO-DELGADILLO, P. Dinámica de los cambios en el uso del suelo y cobertura vegetal en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (2006-2016). **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 91, p. 1-14, 2020.

WHITMAN, D. W.; AGRAWAL, A. A. What is phenotypic plasticity and why is it important? In: WHITMAN, D. W.; ANANTHAKRISHNA, T. N. (Eds.) **Phenotypic plasticity of insects: mechanisms and consequences**. USA: Science Publishers, 2009. p. 1-63.

WILSON, M. C.; CHEN, X. Y.; CORLETT, R. T.; DIDHAM, R. K.; DING, P.; HOLT, R. D.; HOLYOAK, M.; HU, G.; HUGHES, A. C.; JIANG, L.; LAURANCE, W. F.; LIU, J.; PIMM, S. L.; ROBINSON, S. K.; RUSSO, S. E.; SI, X.; WILCOVE, D. S.; WU, J.; YU, M. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 219-227, 2016.