

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA PARA
RECURSOS AMAZÔNICOS - PPGCTRA

LILIAN NASCIMENTO BRAGA

**EFEITOS DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NO PADRÃO DE
ATIVIDADE DE ESPÉCIES PRESAS DE *PANTHERA ONCA* EM UMA FLORESTA
DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

ITACOATIARA
2025

LILIAN NASCIMENTO BRAGA

**EFEITOS DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NO PADRÃO DE
ATIVIDADE DE ESPÉCIES PRESAS DE *PANTHERA ONCA* EM UMA FLORESTA
DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos – PPGCTRA, da Universidade Federal do Amazonas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos, área de concentração Desenvolvimento Científico e Tecnológico em Recursos Amazônicos. Linha de pesquisa 1: Agrobioenergia, análise e manejo de recursos amazônicos.

Orientador: Prof^o. Dr^o Louri Klemann Junior
Coorientadora: Prof^a. Dr^a Talita Vieira Braga

ITACOATIARA
2025

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

- B813e Braga, Lilian Nascimento
 Efeitos do manejo florestal sustentável no padrão de atividade de
 espécies presas de *Panthera onca* em uma floresta de terra firme na
 Amazônia brasileira / Lilian Nascimento Braga. - 2025.
 64 f. : il., color. ; 31 cm.
- Orientador(a): Louri Klemann Júnior.
 Coorientador(a): Talita Vieira Braga.
 Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa
 de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos,
 Itacoatiara, 2025.
1. Manejo florestal sustentável. 2. Impactos. 3. Padrão de atividade. 4.
 Armadilhas fotográficas. 5. Amazônia brasileira. I. Klemann Júnior, Louri.
 II. Braga, Talita Vieira. III. Universidade Federal do Amazonas. Programa
 de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos.
 IV. Título
-



LILIAN NASCIMENTO BRAGA

Efeitos do Manejo Florestal Sustentável no Padrão de atividade de espécies presas de *Panthera Onca* em uma floresta de terra firme na Amazônia Brasileira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos da Universidade Federal do Amazonas, como parte do requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos, área de concentração Desenvolvimento Científico e Tecnológico em Recursos Amazônicos.

Aprovado(a) em 27.02.2025.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 LOURI KLEMANN JUNIOR
Data: 03/03/2025 19:16:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Lourí Klemann Junior
Presidente/Orientador

Documento assinado digitalmente
 RICARDO AUGUSTO SERPA CERBONCINI
Data: 04/03/2025 10:22:59-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Ricardo Augusto Serpa Cerboncini
Membro

Documento assinado digitalmente
 GERSON PAULINO LOPES
Data: 05/03/2025 16:05:45-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Gerson Paulino Lopes
Membro

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela força, e por me sustentar quando pensei em desistir, mostrando que cada obstáculo era um passo a mais na minha caminhada.

Agradeço a mim mesma pela resiliência ao longo dessa jornada, por seguir em frente apesar das dificuldades, das incompreensões e da solidão que muitas vezes me acompanharam. Por cada momento em que pensei em desistir, mas escolhi continuar, e por acreditar que, independentemente dos desafios, valia a pena tentar.

À Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos (PPGCTRA) pela oportunidade de conhecimento.

À minha coorientadora professora Dra. Talita Vieira por toda sua contribuição para a pesquisa.

Ao professor Dr. Ricardo Augusto Cerboncini, pela generosidade em dedicar seu tempo às análises, contribuindo significativamente para este trabalho.

Ao meu orientador Dr. Louri Klemann Jr pela orientação, respeito, oportunidade e contribuição à minha formação.

A todo(a)s o(a)s professore(a)s do PPGCTRA, pelos ensinamentos repassados.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pela concessão da bolsa.

À empresa Mil Madeiras Preciosas pela disponibilidade da área para a coleta de dados.

Aos amigos, Eliandra Nascimento, Paulo Ricardo e Fábio Balieiro pelo apoio e amizade durante o estudo.

*“Conte-me seus segredos
E faça-me suas perguntas
Oh, vamos voltar para o início
Correndo em círculos, perseguindo caudas
Cabeças em uma ciência à parte
Ninguém disse que seria fácil
(...) Desfazendo enigmas
Questões da ciência, ciência e
progresso”.*

- O Cientista, Coldplay

RESUMO

As florestas tropicais estão sendo desmatadas em ritmo acelerado, impulsionadas pela conversão para uso agropecuário, exploração madeireira e expansão urbana. Estudos indicam que uma parcela substancial dessas áreas tem sido convertida para produção madeireira ou agrícola, resultando na degradação da biodiversidade e na perda de serviços ecossistêmicos. A exploração dos recursos florestais está relacionada ao crescimento populacional e às demandas econômicas, com sua intensidade sendo influenciada por políticas ambientais, práticas de manejo e fatores socioeconômicos. O manejo florestal sustentável, associado a técnicas de exploração de impacto reduzido, tem sido adotado como estratégia para conciliar a exploração de recursos com a conservação da biodiversidade. Evidências científicas indicam que essas técnicas podem mitigar os impactos da exploração madeireira, embora sua efetividade varie conforme as características ecológicas locais e a intensidade de exploração. Contudo, persiste a necessidade de avaliar como essas práticas afetam as comunidades biológicas, uma vez que os resultados disponíveis na literatura não são uniformes e podem constituir efeitos diretos e indiretos sobre a diversidade biológica. A onça-pintada (*Panthera onca*) é o maior felídeo das Américas, e um símbolo da conservação da biodiversidade. No Brasil, a espécie já foi extinta no bioma Pampa e ocorre de forma crítica nos demais biomas. Sua população vem sendo ameaçada pela fragmentação do habitat, perseguição direta e declínio das populações de presas. Esse felino integra uma grande guilda de predadores de mamíferos e exerce influência significativa na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas neotropicais. Dessa forma, torna-se fundamental compreender os impactos das atividades antrópicas sobre as espécies que compõem a base trófica de grandes felinos, considerando seu papel essencial na manutenção das dinâmicas ecológicas. Nesse contexto, esse estudo teve como objetivo avaliar os efeitos do manejo florestal sustentável sobre o padrão de atividade de espécies de presas da onça-pintada e investigar possíveis alterações nos papéis ecológicos dessas espécies ao longo do tempo após a exploração madeireira. Para tanto, foram amostradas áreas com diferentes idades desde o corte seletivo de madeira, além de duas áreas não exploradas. O monitoramento das espécies foi realizado mediante armadilhas fotográficas, permitindo a caracterização dos padrões de atividade. A relação entre a riqueza de espécies e a frequência de ocorrência com o tempo desde a exploração foi testada utilizando modelos lineares mistos. O padrão de atividade das espécies foi determinado com base em variáveis circulares, e curvas de estimativas de densidade Kernel foram geradas para descrever a distribuição temporal das atividades. A riqueza de espécies e a frequência de ocorrência variaram ao longo do tempo desde a exploração. No entanto, não foram detectadas mudanças estatisticamente significativas nos padrões de atividade entre as áreas amostradas. Os resultados indicam que os padrões de atividade das espécies de presas permaneceram consistentes entre áreas exploradas e não exploradas, independentemente do tempo decorrido desde a exploração. As análises de sobreposição temporal mostraram altos índices de similaridade nos padrões de atividade, indicando que as espécies apresentam resiliência comportamental frente às práticas de manejo florestal de impacto reduzido.

Palavras-chave: Manejo Florestal Sustentável. Impactos. Padrão de atividade. Armadilhas Fotográficas. Amazônia Brasileira.

ABSTRACT

Tropical forests are being deforested at an accelerated rate, driven by conversion to agricultural use, logging, and urban expansion. Studies indicate that a substantial portion of these areas has been converted to timber or agricultural production, resulting in the degradation of biodiversity and the loss of ecosystem services. The exploitation of forest resources is related to population growth and economic demands, with its intensity being influenced by environmental policies, management practices, and socioeconomic factors. Sustainable forest management, associated with low-impact logging techniques, has been adopted as a strategy to reconcile resource exploitation with biodiversity conservation. Scientific evidence indicates that these techniques can mitigate the impacts of logging, although their effectiveness varies according to local ecological characteristics and the intensity of logging. However, there is still a need to evaluate how these practices affect biological communities, since the results available in the literature are not uniform and may constitute direct and indirect effects on biological diversity. The jaguar (*Panthera onca*) is the largest feline in the Americas and a symbol of biodiversity conservation. In Brazil, the species is already extinct in the Pampa biome and is critically endangered in other biomes. Its population has been threatened by habitat fragmentation, direct persecution, and decline in prey populations. This feline is part of a large guild of mammalian predators and exerts significant influence on the structure and functioning of Neotropical ecosystems. Therefore, it is essential to understand the impacts of human activities on the species that make up the trophic base of large felines, considering their essential role in maintaining ecological dynamics. In this context, this study aimed to evaluate the effects of sustainable forest management on the activity pattern of jaguar prey species and to investigate possible changes in the ecological roles of these species over time after logging. To this end, areas with different ages since selective logging were sampled, in addition to two unlogged areas. Species were monitored using camera traps, allowing the characterization of activity patterns. The relationship between species richness and frequency of occurrence with time since logging was tested using mixed linear models. Species activity patterns were determined based on circular variables, and Kernel density estimation curves were generated to describe the temporal distribution of activities. Species richness and frequency of occurrence varied over time since logging. However, no statistically significant changes in activity patterns were detected between sampled areas. The results indicate that activity patterns of prey species remained consistent between logged and unlogged areas, regardless of the time elapsed since logging. Temporal overlap analyses showed high levels of similarity in activity patterns, indicating that species exhibit behavioral resilience to low-impact forest management practices.

Keywords: Sustainable Forest Management. Impacts. Activity pattern. Camera Traps. Brazilian Amazon.

LISTAS DE FIGURAS

Capítulo I

- Figura 1** - Localização das áreas exploradas e não exploradas nos locais de estudo na Amazônia Central Brasileira 24
- Figura 2** - Diversidade de espécies de mamíferos (n = 17) registradas nas áreas de estudo. Onça-pintada (*Panthera onca*; A), onça-parda (*Puma concolor*; B), cutia (*Dasyprocta leporina*; C), cutiara (*Myoprocta acouchy*; D), veado mateiro (*Mazama americana*; E), veado roxo (*Mazama nemorivaga*; F), tatu-galinha (*Dasytus novemcinctus*; G), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*; H), paca (*Cuniculus paca*; I), anta (*Tapirus terrestris*; J), mucura (*Didelphis marsupialis*; K), cateto (*Pecari tajacu*; L), queixada (*Tayassu pecari*; M), , irara (*Eira barbara*; N), jaguatirica (*Leopardus pardalis*; O), gato-maracajá (*Leopardus wiedii*; P), gato-mourisco (*Puma yagouaroundi*; Q). 28
- Figura 3** - Gráficos de (A) riqueza de espécies e (B) frequência de ocorrência de espécies de mamíferos amostrados pelo método de armadilhamento fotográfico em áreas com diferentes anos desde o corte seletivo. 31
- Figura 4** - Padrão de atividade da onça-pintada (*Panthera onca*) e da onça-parda (*Puma concolor*). 31
- Figura 5** - Padrão de atividade de espécies presa de onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*). 32
- Figura 6** - Sobreposição do padrão de atividade entre áreas não exploradas, áreas recém exploradas, e áreas exploradas há mais de 6 anos. 35

Capítulo II

- Figura 1** - Armadilhas fotográficas utilizadas para as amostragens. 52
- Figura 2** - Distribuição das espécies nas diferentes categorias de áreas onde: NE (não exploradas); antigas (áreas exploradas há mais de seis anos), recentes (áreas com até seis anos de exploração). 53
- Figura 3** - Sobreposição do padrão de atividade (Predador/presa) entre áreas não exploradas, áreas recém exploradas, e áreas exploradas há mais de 6 anos. 56

LISTAS DE TABELAS

Capítulo I

Tabela 1 - Número de registros e classificação do período de atividade. 31

Tabela 2 - Resultados dos testes de sobreposição e análise estatística de Watson U^2 para diferentes categorias de áreas, onde, controle (não-exploradas), recém-exploradas (até seis anos de exploração) e antigas (exploradas há mais de seis anos). 35

Capítulo II

Tabela 1 - Resultados dos testes de sobreposição e análise estatística de Watson U^2 para diferentes categorias de áreas, onde, controle (não-exploradas), recém-exploradas (até seis anos de exploração) e antigas (exploradas há mais de seis anos). 55

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	10
APRESENTAÇÃO	13
REFERÊNCIAS	14
1 CAPÍTULO I	18
EFEITOS DO CORTE SELETIVO DE BAIXO IMPACTO NO PADRÃO DE ATIVIDADE DE ESPÉCIES PRESAS DE <i>PANTHERA ONCA</i> EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA BRASILEIRA	18
INTRODUÇÃO	21
1.1 MATERIAL E MÉTODOS	24
1.1.1 Área de estudo	24
1.1.2 Coleta de dados	25
1.1.3 Armadilhamento fotográfico	25
1.1.4 Análise dos dados	26
1.1.4.1 Riqueza de espécies e frequência de ocorrência	26
1.1.4.2 Padrão de atividade e sobreposição temporal	27
1.2 RESULTADOS	28
1.2.1 Riqueza de espécies e frequência de ocorrência	30
1.2.2 Padrão de atividade	31
1.2.3 Sobreposição dos Padrões de Atividade	33
1.3 DISCUSSÃO	37
REFERÊNCIAS	40
2 CAPÍTULO II	45
SOBREPOSIÇÃO DE ATIVIDADE ENTRE ONÇA-PINTADA (<i>PANTHERA ONCA</i>) E SUAS PRESAS EM ÁREAS SOB MANEJO FLORESTAL DE IMPACTO REDUZIDO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA	45
2.1 MATERIAL E MÉTODOS	51
2.1.1 Área de estudo	51
2.1.2 Coleta de dados	51
2.1.3 Análise dos dados	52
2.1.3.1 Padrão de atividade e sobreposição temporal	52
2.2 RESULTADOS	53
2.2.1 Sobreposição dos Padrões de Atividade nas Diferentes Áreas	53
2.3 DISCUSSÃO	58
REFERÊNCIAS	61

INTRODUÇÃO

O bioma amazônico é conhecido como a maior reserva mundial de diversidade biológica (Peres et al., 2010). Abrange uma área de 4,2 milhões de km², o que representa quase 50% do território nacional, com estimativas indicando que abriga pelo menos metade de todas as espécies vivas (SFB, 2019). Essa floresta tropical possui uma enorme diversidade biológica e fornece serviços ecossistêmicos essenciais, como regulação do clima global, ciclo hidrológico e armazenamento de carbono (Fearnside, 2008; Peres et al., 2010; Staal et al., 2018). Apesar de sua importância para a conservação da biodiversidade, as florestas tropicais têm enfrentado perturbações decorrentes de diversas atividades antrópicas. Entre essas atividades, a extração de madeira, a mineração, a pecuária e a agricultura, contribuem significativamente para o desmatamento e a redução da biodiversidade, impactando diretamente os ecossistemas naturais, levando à perda de habitats e à diminuição da variedade de espécies no ambiente (Barreto et al., 2005; Fearnside, 2005).

A exploração madeireira convencional gera impactos cumulativos. A derrubada dessas árvores danifica as plantas jovens, que são descartadas por não terem valor comercial. Isso aumenta os efeitos negativos e dificulta o processo de regeneração natural (Barreto et al., 1998). Apesar do reconhecimento da importância da floresta Amazônica na manutenção dos serviços ecossistêmicos, as pressões contínuas e a exploração inadequada dos recursos representam uma ameaça à sua conservação (Amaral et al., 2019).

Alternativamente, tem-se defendido que o manejo florestal é uma forma eficaz de equilibrar o uso econômico dos recursos madeireiros com a conservação das florestas tropicais (Azevedo-Ramos et al., 2006). O Manejo Florestal de Impacto Reduzido (MFIR) visa minimizar a degradação das florestas, mantendo sua biodiversidade e funções ecológicas, essenciais para a preservação dos serviços prestados pelos ecossistemas (Schroth et al., 2004; Nogueira et al., 2010). As técnicas usadas no MFIR podem reduzir pela metade os danos causados pela exploração florestal (Putz et al., 2008), assegurando que a floresta permaneça em equilíbrio após a exploração (Reis et al., 2013), garante também a conservação dos solos, dos rios, dos igarapés e dos habitats de plantas e animais (Balieiro et al., 2010).

Embora o Manejo florestal com técnicas de exploração de impacto reduzido possa causar menos danos à biodiversidade, ele pode alterar as características do ambiente de forma direta. Dentre seus efeitos diretos estão as modificações na estrutura das comunidades, a destruição e degradação do habitat, a interrupção do deslocamento dos animais e das interações ecológicas entre os organismos (Cardona, 2012). Estudos anteriores sobre a influência da

exploração de madeira na vida selvagem em florestas tropicais forneceram evidências de efeitos positivos e negativos em populações de diferentes grupos de organismo, por exemplo: lepidópteros (Dumbrell; Hill, 2005; Ribeiro, 2011), besouros (Slade et al., 2011; Moura et al., 2021), aves (Eyre et al., 2009; Soares et al., 2021), pequenos mamíferos (Pardini, 2004; Lambert et al., 2006) e peixes (Wright; Flecker, 2004; Dias et al., 2009).

Os efeitos registrados na fauna são diversos e dependem de uma série de fatores, como a intensidade da exploração madeireira e o nível de modificação estrutural da floresta. Além disso, as características específicas da dieta de cada espécie, tamanho da área de vida e peso corporal também influenciam esses efeitos (Putz et al., 2001; Arnhem et al., 2008; Mayor et al., 2015; De Armond, 2023). Contudo, a riqueza de espécies sensíveis a perturbações ambientais pode sofrer uma redução significativa em florestas manejadas, assim como algumas espécies aumentam em abundância, enquanto outras diminuem (Castro, 2016).

Nessa perspectiva, estudos com armadilhas fotográficas têm sido amplamente utilizados para a compreensão das interações ecológicas das espécies (Galetti et al., 2015; Brocardo et al. 2018), sendo aplicados em inventários de mamíferos (Tobler et al., 2008, Brocardo et al., 2019), parâmetros de comunidade (Ahumada et al., 2011; Lima et al., 2017), uso do habitat (Medeiros et al., 2019), e comportamento (Galetti et al., 2015). Esse método é especialmente eficaz para detectar espécies elusivas, crípticas e/ou raras (Srbek-Araujo; Chiarello, 2005), ou mesmo para animais cujos indivíduos da população podem ser diferenciados, tais como onça-pintada (*Panthera onca*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e paca (*Cuniculus paca*) (Di Bitetti et al., 2006). Equipadas com sensores infravermelhos capazes de detectar variações térmicas no ambiente, as armadilhas fotográficas são acionadas automaticamente em resposta a mudanças na temperatura, permitindo a captura de imagens e vídeos da fauna (Wearn; Glover-Kapfer, 2017). Os registros em vídeos permitem a identificação de comportamentos e interações entre as espécies, proporcionando informações que seriam de difícil obtenção por meio de observação direta no campo, uma vez que a presença humana pode influenciar a atividade e o comportamento dos animais (Luciano et al., 2020).

A onça-pintada (*Panthera onca*), é a maior espécie de felino das Américas e a única representante do gênero *Panthera* neste continente, sendo o terceiro maior felino do mundo (Seymour, 1989). É um predador oportunista, habitando os biomas Amazônia, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica, sendo amplamente distribuída na Amazônia, onde é encontrada em cerca de 89% desse bioma (Morato et al., 2013). A área de ocorrência histórica da onça-pintada abrange do sul dos Estados Unidos ao Sul da Argentina. Atualmente está extinta dos Estados Unidos, El Salvador e Uruguai, e apresenta uma distribuição limitada no

México, Guatemala e Argentina (Seymour, 1989; Sanderson et al., 2002). Embora as onças-pintadas estejam distribuídas do México à Argentina, sua população está atualmente em declínio, em decorrência da perda e fragmentação de habitat, e da eliminação de indivíduos devido à caça e retaliação, resultando em uma classificação global como "Quase Ameaçada" na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (Quigley et al., 2018).

A onça-pintada é o principal predador das regiões Neotropicais e, devido ao seu papel fundamental, é considerada uma espécie guarda-chuva e emblemática para a conservação da biodiversidade (Thornton et al., 2016). Contudo, essa espécie experimenta contrações contínuas de distribuição ocasionadas pela ação antrópica por meio da expansão agrícola, pecuária, exploração mineral, urbanização, além do declínio das populações de presas (Sanderson et al., 2002; Santos et al., 2004; Miotto et al., 2012; Magioli et al., 2014). Embora esse felino seja um importante indicador da integridade ecológica das florestas, há uma escassez de estudos específicos que avaliem como o manejo florestal sustentável influencia esse predador de topo. Diante disso, o estudo e compreensão das respostas das espécies aos impactos antrópicos em diferentes escalas espaciais e temporais é indispensável para a definição de ações de manejo e conservação específicas para cada espécie (Ciarniello et al., 2007).

Com o objetivo de avaliar se o Manejo Florestal Sustentável tem influência no padrão de atividade de espécies presas de onça-pintada (*Panthera onca*), para verificar se ocorrem modificações nos papéis ecológicos das espécies ao longo do período de tempo transcorrido desde a exploração de madeira nativa, foi, i) inventariado as espécies presas de onça-pintada em áreas de Manejo Florestal Sustentável com diferentes idades desde a extração de madeira nativa, e duas áreas não exploradas, ii) verificado se a frequência de registros videográficos das espécies de mamíferos é afetada pelo tempo desde o término da extração de madeira nativa nas áreas de florestas manejadas, iii) verificado se o padrão de atividade das espécies é modificado ao longo do tempo transcorrido desde a exploração de madeira nas áreas e, iv) verificado se a sobreposição temporal da atividade de espécies ecologicamente similares ou que interagem entre si é modificada ao longo do tempo transcorrido desde as atividades de manejo florestal. Exploramos ainda a sobreposição temporal de atividade entre a onça-pintada e suas presas, avaliando como o manejo florestal pode afetar as interações predador-presa e a dinâmica comportamental dessas espécies.

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação dispõe de dois capítulos apresentados em forma de artigo científico. Ambos os capítulos são de co-autoria de Louri Klemann Júnior e Talita Vieira Braga.

REFERÊNCIAS

- ARNHEM, E.; DUPAIN, J.; DRUBBEL, R. V.; DEVOS, C.; VERCAUTEREN, M. (2008). Selective Logging, Habitat Quality and Home Range Use by Sympatric Gorillas and Chimpanzees: A Case Study from an Active Logging Concession in Southeast Cameroon. *Folia Primatologica* 79, 1-14. doi: 10.1159/000107664
- AHUMADA, J. A.; SILVA, C. E. F.; GAJAPERSAD, K.; HALLAM, C.; HURTADO, J.; MARTIN, E.; MCWILLIAM, A.; MUGERWA, B.; O'BRIEN, T.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; SPIRONELLO, W. R.; WINARNI, N.; ANDELMAN, S. J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 366, 2703–2711. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0115>
- AZEVEDO-RAMOS, C.; DE CARVALHO, O.; DO AMARAL, B. D. (2006). Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management* 232:26-35. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.025>.
- BALIEIRO, M. R.; ESPADA, A. L. V.; NOGUEIRA, O.; PALMIERI, R.; LENTINI, M. As Concessões de Florestas Públicas na Amazônia Brasileira: Um manual para pequenos e médios produtores florestais. 2. ed. – Piracicaba: Imaflo, SP; Belém: IFT, PA, 2010. 204p.
- BROCARD, C. R.; PEDROSA, F.; GALETTI, M. (2018). Forest fragmentation and selective logging affect the seed survival and recruitment of a relictual conifer. *Forest Ecology and Management* 408, 87–93, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.046>.
- BROCARD, C. R.; SILVA, M. X.; FERRACIOLI, P.; CÂNDIDO-JR, J. F.; BIANCONI, G. V.; MORAES, M. F. D.; GALETTI, M.; PASSAMANI, M.; POLICENA, A.; DOS REIS, N. R.; CRAWSHAW-JR, P. (2019). Mamíferos do parque nacional do iguaçu. *Oecologia Australis* 23(2): 165–190. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2302.01>
- CARDONA, M. A. Q. Efeitos do manejo florestal na estrutura da avifauna na floresta Amazônica de Paragominas (Pará). 2012. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.
- CASTRO, A. B. Influência do manejo florestal madeireiro de impacto reduzido sobre a assembleia de morcegos em uma floresta tropical chuvosa no baixo rio Amazonas. 2016. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, Santarém, 2016.
- CIARNIELLO, L. M.; BOYCE, M. S.; SEIP, D. R.; HEARD, D. C. (2007). Grizzly bear habitat selection is scale dependent. *Ecol. Appl.* 17 (5), 1424–1440. <https://doi.org/10.1890/06-1100.1>
- DEARMOND, D.; EMMERT, F.; PINTO, A.C.M.; LIMA, A.J.N.; HIGUCHI, N. (2023). A Systematic Review of Logging Impacts in the Amazon Biome. *Forests.* 14, 81. <https://doi.org/10.3390/f14010081>
- DI BITETTI, M. S. (2006). Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *J. Zool., Lond.* 270, 153 e 163. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00102.x>

- DIAS, M. S.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. (2009). Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01299.x>
- DUMBRELL, A. J.; HILL, J. K. (2005). Impacts of selective logging on canopy and ground assemblages of tropical forest butterflies: implications for sampling. *Biol. Conserv.* 125, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.02.016>
- EYRE, T. J.; MARON, M.; MATHIESON, M. T.; HASELER, M. (2009). Impacts of grazing, selective logging and hyper-aggressors on diurnal bird fauna in intact forest landscapes of the Brigalow Belt, Queensland. *Austral Ecol.* 34, 705–716. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.01979.x>
- GALETTI, M.; CAMARGO, H.; SIQUEIRA, T.; KEUROGHLIAN, A.; DONATTI, C. I.; MARIA LUISA S. P. JORGE, M. L. S. P.; PEDROSA, F.; KANDA, C. Z.; RIBEIRO, M. C. (2015). Diet Overlap and Foraging Activity between Feral Pigs and Native Peccaries in the Pantanal. *PLoS ONE* 10(11): e0141459. doi: 10.1371/journal.pone.0141459
- LAMBERT, T. D.; MALCOLM, J. R.; ZIMMERMAN, B. L. (2006). Amazonian Small Mammal Abundances In Relation To Habitat Structure And Resource Abundance. *Journal of Mammalogy*, 87(4):766–776. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-261R1.1>
- MAGIOLI, M.; MOREIRA, M. Z.; FERRAZ, K. M. B.; MIOTTO, R. A.; DE CAMARGO, P. B.; RODRIGUES, M. G.; CANHOTO, M. C. S.; SETZ, E. F. (2014). Stable Isotope Evidence of Puma concolor (Felidae) Feeding Patterns in Agricultural Landscapes in Southeastern Brazil. *Biotropica*, v. 46, n. 4, p.451-460, 2014. <https://doi.org/10.1111/btp.12115>
- LIMA, et al., 2017. ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. *Ecology*, 98 (11), 2979. doi: 10.1002/ecy.1998
- LUCIANO, B. F. L. et al. New records of predation attempt on *Rhinella* spp. in the Atlantic Forest: The importance of camera trap in recording species natural history. *Herpetology Notes*, v. 13, p. 253-256, 2020
- MAYOR, P.; PEÑA, P. E. P.; BOWLER, M.; PUERTAS, P. E.; KIRKLAND, M.; BODMER, R. (2015). Effects of selective logging on large mammal populations in a remote indigenous territory in the northern Peruvian Amazon. *Ecology and Society*, 20-36. doi: 10.5751/ES-08023-200436
- MIOTTO, R. A.; CERVINI, M.; BEGOTTI, R. A.; GALETTI JR, P. M. (2012). Monitoring a Cougar (*Puma concolor*) Population in a Fragmented Landscape in Southeast Brazil. *Biotropica*, v. 44, (1) p. 98–104, 2012. doi: 10.1111/j.1744-7429.2011.00772.x
- MORATO, R. G.; BEISIEGEL, B. D. M.; RAMALHO, E. E.; CAMPOS, C. B.; BOULHOSA, R. L. P. (2013). Avaliação do risco de extinção da onça-pintada, *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(1):122-132.

MOURA, R. S. de. et al. Dung beetles in a tight-spot, but not so much: Quick recovery of dung beetles assemblages after low-impact selective logging in Central Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 494, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119301>.

NOGUEIRA, M. M. et al. Procedimentos simplificados em segurança e saúde do trabalho no manejo florestal. Manual Técnico, 1. Belém: Instituto Floresta Tropical, 2010.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, Oxford, v.13, n.12, p.2567-2586, Dec. 2004. DOI: 10.1023/B:BIOC.0000048452.18878.2d.

PERES, C. A.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ZUANON, J.; MICHALSKI, F.; LEES, A. C.; VIEIRA, I. C. G.; MOREIRA, F. M. S.; FEELEY, K. J. (2010). Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation* 143 (2010) 2314–2327. doi: 10.1016/j.biocon.2010.01.021

PRADO, D. M. Dieta e Relação de Abundância de *Panthera onca* e *Puma concolor* com suas espécies-presa na Amazônia Central. 2010. 55 f.: il. Dissertação (mestrado) - INPA, Manaus, 2010.

PUTZ, F. E.; BLATE, G. M.; REDFORD, K. H.; FIMBEL, R.; ROBINSON, J. (2001). Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15:7-20.

QUIGLEY, H.; FOSTER, R.; PETRACCA, L.; PAYAN, E.; SALOM, R.; HARMSEN, B. *Panthera onca* (errata version published in 2018), IUCN Red. List Threat. Species (2017). <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15953A50658693.en>

REIS, S. et al. Técnicas Pré-Exploratórias para o Planejamento da Exploração de Impacto Reduzido no Manejo Florestal Comunitário e Familiar. Belém: IFT, 2013.

RIBEIRO, D. B. Efeitos do corte seletivo com impacto reduzido na assembleia de borboletas frugívoras da planície amazônica. 2011. 94 p. Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, SP, 2011.

SANDERSON, E.; REDFORD, K. H.; CHETKIEWICZ, C. L. B.; MEDELLIN, R. A.; RABINOWITZ, A. R.; ROBINSON, J. G.; TABER, A. B. (2002). Planning to save a species: The jaguar as a model. *Conservation Biology* 16(1): 58 – 72. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.00352.x

SANTOS, M. F. M.; dos Santos, M. F. M.; Pellanda, M.; Tomazzoni, A. C.; Hasenack, H.; Hartz, S. M. (2004). Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, v. 94, p. 235-245, 2004. doi: 10.1590/S0073-47212004000300003

SEYMOUR, K. L. *Panthera onca*. *Mammalian Species*, v. 340, p. 1-9, 1989.

SLADE, E. M.; MANN, D. J.; LEWIS, O. T. (2011). Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under contrasting logging regimes. *Biological Conservation* 144, 166–174, 2011. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.08.011.

SOARES, J. C. R.; AMARAL, A. O.; DE MOURA R. S.; CERBONCINI, R. A. S.; KLEMANN-JUNIOR, L. (2021). Effects of low-impact logging on understory birds in the Brazilian Amazon. *iForest* 14: 122-126, 2021. doi: 10.3832/ifor3435-014

SRBEK-ARAUJO A. C, CHIARELLO A. G. (2005). Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21 (1): 121-125. <https://doi.org/10.1017/s0266467404001956>

STAAL, A.; TUINENBURG, O. A.; BOSMANS, J. H. C.; HOLMGREN, M.; VAN NES, E. H.; SCHEFFER, M.; ZEMP, D. C.; DEKKER, S. C. (2018). Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. *Nature Climate Change* 8: 539–543. doi: 10.1038/s41558-018-0177-y.

TABER, A. B.; NOVARO, A. J.; NERIS, N.; COLMAN, F. H. (1997). The food habits of sympatric Yaguareté and puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29, 204e213. doi: 10.1111/j.1744-7429.1997.tb00025

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G. H.; LAMBERT, T. D.; BALBAS, L. (2001). Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923–1926. doi: 10.1126/science.1064397

TOBLER, M. W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; PITMAN, R. L.; MARES, R.; POWELL, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Conserv.* 11, 169–178. doi: 10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x

THORNTON, D.; ZELLER, K.; RONDININI, C.; BOITANI, L.; CROOKS, K.; BURDETT, C.; RABINOWITZ, A.; QUIGLEY, H. (2016). Assessing the umbrella value of a range-wide conservation network for jaguars (*Panthera onca*). *Ecological Applications* 26, 1112–1124. <https://doi.org/10.1890/15-0602>

WEARN, O. R.; GLOVER-KAPFER, P. (2017). Camera-trapping for conservation: a guide to best-practices. – *WWF Conservation Technol. Ser.* 1: 180

WRIGHT, J. P.; FLECKER, A. S. (2004). Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream, *Biological Conservation* 120: 439- 447. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.02.022>

1 CAPÍTULO I

EFEITOS DO CORTE SELETIVO DE BAIXO IMPACTO NO PADRÃO DE ATIVIDADE DE ESPÉCIES PRESAS DE *PANTHERA ONCA* EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA BRASILEIRA

RESUMO

As florestas tropicais estão sendo alvo de perturbações por inúmeras atividades antrópicas. Dentre elas, destaca-se o corte seletivo como um dos principais métodos de exploração madeireira nos trópicos. As comunidades de mamíferos são importantes para a conservação da biodiversidade, atuando em diversos serviços ecológicos, como agentes de dispersão de sementes, predadores de sementes, predadores de topo de cadeia. Além disso, são considerados bons indicadores de alterações locais do habitat e da paisagem. A onça-pintada (*Panthera onca*) é o maior felino do continente americano, contudo, sua população vem sendo ameaçada pela perda e fragmentação do habitat, perseguição direta e declínio das populações de presas. Diante disso, é importante entender os efeitos das atividades antrópicas sobre as espécies de presas desse predador de topo, uma vez que cumpre funções vitais no ecossistema. O objetivo desse estudo foi avaliar os efeitos do manejo florestal de impacto reduzido no padrão de atividade de espécie presas de onça-pintada. Além disso, buscou-se verificar possíveis mudanças nos papéis ecológicos dessas espécies ao longo do período decorrido desde a exploração da madeira nativa. Para isso foram amostradas áreas com diferentes idades desde o corte seletivo de madeira e duas áreas não exploradas em uma empresa certificada na Amazônia Central, utilizando armadilhas fotográficas para registrar a atividade das espécies. Modelos lineares de efeitos mistos foram usados para testar se a riqueza de espécies e a frequência de ocorrência foram dependentes do tempo desde a exploração madeireira. O padrão de atividades das espécies presas de onça-pintada foi determinado a partir de variáveis circulares, para isso, curvas de estimativas de densidade por Kernel foram construídas. Embora a riqueza de espécies e a frequência de ocorrência tenham apresentado variações ao longo do tempo desde a exploração, não foram observadas mudanças significativas nos padrões de atividade das espécies entre as áreas. Os resultados indicaram que os padrões de atividade das espécies de presas permaneceram estáveis entre áreas não exploradas e exploradas, independentemente do tempo decorrido desde a exploração. Análises de sobreposição temporal mostraram altos índices de similaridade nos padrões de atividade, sugerindo uma resiliência comportamental das espécies ao manejo florestal de impacto reduzido.

Palavras-chave: Manejo Florestal Sustentável. Impactos. Padrão de atividade. Armadilhas Fotográficas. Amazônia Brasileira.

ABSTRACT

Tropical forests are being disturbed by numerous anthropogenic activities. Among them, selective logging stands out as one of the main methods of logging in the tropics. Mammal communities are important for the conservation of biodiversity, acting in various ecological services, such as seed dispersal agents, seed predators, and top predators. In addition, they are considered good indicators of local habitat and landscape changes. The jaguar (*Panthera onca*) is the largest feline on the American continent, however, its population has been threatened by habitat loss fragmentation, hunting, and the decline of prey. Therefore, it is important to understand the effects of anthropogenic activities on the prey species of this top predator, since it fulfills vital functions in the ecosystem. The objective of this study was to evaluate the effects of reduced impact logging on the activity pattern of jaguar prey species. In addition, it was sought to verify possible changes in the ecological roles of these species over the period since the exploitation of native wood. For this, areas with different ages from selective logging and two unexplored areas in a certified company in the Central Amazon were sampled, using camera traps to record the activity of the species. Linear mixed-effects models were used to test whether species richness and frequency of occurrence were time-dependent since logging. The pattern of activities of jaguar prey species was determined from circular variables, for this, density estimation curves by Kernel were constructed. Although species richness and frequency of occurrence have varied over time since exploration, no significant changes in species activity patterns were observed between areas. The results indicated that the activity patterns of prey species remained stable between unexplored and exploited areas, regardless of the time elapsed since exploration. Temporal overlap analyses showed high levels of similarity in activity patterns, suggesting a behavioral resilience of the species to forest management with reduced impact

Keywords: Sustainable Forest Management. Impacts. Activity Pattern. Camera Traps. Brazilian Amazon.

INTRODUÇÃO

A Terra caminha para a sua sexta extinção em massa, com perda significativa de biodiversidade e declínio das populações de numerosas espécies em todo o planeta (Ceballos et al., 2017). Grande parte desta perda ocorre em florestas tropicais (Ceballos; Ehrlich, 2023), onde prevalecem a exploração madeireira e outras formas de perturbações. Estas florestas são conhecidas por apresentarem a maior biodiversidade do planeta (Dirzo; Raven, 2003), e desempenham um importante papel na regulação do clima global e no armazenamento de carbono e manutenção de recursos hídricos (Mitchard, et al., 2018; Staal et al., 2018).

Considerada a maior Floresta tropical do mundo, a Amazônia é um dos maiores provedores de serviços ecossistêmicos do planeta, com contribuições significativas para a biodiversidade, recursos hídricos e a mitigação das mudanças climáticas (Fearnside, 2008). Em termos de biodiversidade, a Amazônia é particularmente rica, destacando-se em grupos como aves, borboletas, primatas e peixes de água doce, os quais são mais diversos do que em qualquer outra parte do mundo (Mittermeier et al., 2011; Santos; Mendes-Oliveira, 2012; Oberdorff et al., 2019). O bioma Amazônico, apesar de sua imensa biodiversidade, perdeu 16% de seus ambientes naturais entre 1985 a 2023 (MapBiomas, 2024).

Na Amazônia, atividades como a exploração madeireira, incêndios florestais, expansão agrícola para novas fronteiras, cultivo de soja e mineração são as principais causadoras do desmatamento (Fearnside, 2005), levando à perda de habitat, à redução da biodiversidade e à alteração nos ecossistemas (Peres et al., 2010; Barlow et al., 2016). O corte seletivo de madeira tem recebido notável atenção por parte de conservacionistas e ambientalistas, destacando-se não apenas por sua relevância econômica, mas também por sua contribuição para a conservação (Barlow et al., 2006; Edwards et al., 2013). O aumento da demanda por produtos derivados de madeira tem incentivado a intensificação das atividades da indústria madeireira em regiões de floresta tropical (Asner et al., 2005; Laurance et al., 2006).

O corte seletivo de impacto reduzido “*Reduced Impact Logging – RIL*”, é uma importante atividade econômica em florestas tropicais e pode ser considerado como uma atividade menos prejudicial ao ambiente quando comparado com outros tipos de distúrbios (Pearce et al., 1999). Essa atividade que se baseia no conceito de Manejo Florestal Sustentável (MFS), tem como objetivo minimizar os impactos das atividades operacionais da exploração florestal, e diminuir seus danos ecológicos, assegurando a produção contínua de recursos florestais, mantendo a integridade e a funcionalidade do ecossistema florestal (Nogueira et al., 2010). O corte seletivo de impacto reduzido, realizado por meio do manejo florestal sustentável,

ocorre a partir do planejamento prévio de estradas de arraste, delimitação das áreas de produção, emprego de técnicas especiais de corte, inventário florestal de 100% das árvores alvo nas áreas de produção, considerando um diâmetro mínimo de corte de 50 cm, e uma intensidade de corte máxima permitida de 30 m³/ha, quando utilizadas máquinas para o arraste de toras, e ciclo de corte inicial de 35 anos (CONAMA 406/2009).

No entanto, alguns grupos de espécies demonstram sensibilidade à prática de corte seletivo de impacto reduzido (Peters et al., 2006; Dias et al., 2009). Apesar de estudos recentes já terem investigado que o Manejo Florestal de baixa intensidade e impacto reduzido pode resultar em impactos mínimos sobre a biodiversidade (Azevedo-Ramos et al., 2006), a efetividade dessas técnicas como meio para a conservação da biodiversidade tem dividido opiniões de pesquisadores (Peters et al., 2006).

Os mamíferos são reconhecidos como um grupo prioritário para a conservação, tornando-se urgente concentrar esforços e recursos na proteção e preservação dessas espécies. No Brasil estima-se que existam pelo menos 785 espécies de mamíferos, o que representa cerca de 13% da mastofauna do mundo, das quais 467 ocorrem na Amazônia, sendo 246 endêmicas, e 28 sob alguma ameaça (Abreu et al., 2024). Contudo, a diversidade de mamíferos na região enfrenta constantes ameaças devido às atividades humanas, as quais podem também comprometer os padrões de atividade de muitas espécies de mamíferos (Alfonso-Reyes, 2013).

Os padrões de atividade são uma característica central do comportamento e correspondem aos ritmos biológicos dos indivíduos, e indicam as formas pelas quais as espécies exploram seu ambiente (Kronfeld-Schor; Dayan, 2003; Azevedo et al., 2018). Os padrões de atividade da maioria das espécies neotropicais ainda permanecem pouco explorados, principalmente mediante os efeitos causados pelo manejo florestal de impacto reduzido. Esses ritmos podem ser modificados em resposta a alterações ambientais ou antropogênicas, como variações na disponibilidade de luz e temperatura, tamanho corporal, competição, predação, desmatamento e atividades de caça (Gomez et al., 2005, Alfonso-Reyes, 2013). A redução da população de mamíferos representa uma ameaça para a estabilidade de todo o ecossistema, uma vez que esses animais desempenham funções ecológicas essenciais onde ocorrem.

A onça-pintada é o maior felino atualmente presente no Neotrópico e regula os níveis tróficos como predador de topo de cadeia, sendo fundamental para manter o equilíbrio dos ecossistemas. Esse equilíbrio é alcançado tanto pela limitação do número de herbívoros, diminuindo a pressão que eles exercem sobre as plantas, quanto pela limitação do número de mesopredadores, através da competição intraguilda (Terborgh et al., 2001; Miller et al., 2001; Ripple et al., 2014). Contudo, a perda e fragmentação do habitat são as principais ameaças à

sobrevivência dessa espécie (Crooks, 2002; Costa et al., 2005; Haag, 2010), pois ocorrem em densidades naturalmente baixas e requerem área de vida que pode se estender por mais de 200 km² (Silveira, 2004). Além da perda de habitat florestal, o declínio das populações de presas surge como uma das principais ameaças à sobrevivência das onças-pintadas (Shedden-González et al., 2023). A disponibilidade de presas pode afetar diretamente a sobrevivência e a saúde das populações de onças. Uma diminuição nas populações de espécies presas pode reduzir a dispersão de sementes, aumentar a competição intraespecífica, e conseqüentemente diminuir a diversidade de espécies de plantas (Licona et al., 2011). Essa redução também pode afetar a reprodução e a mortalidade de seus predadores (Fuller; Sievert 2001, Harmsen et al., 2011), podendo também influenciar os padrões de atividade dos predadores (Foster et al., 2013, Azevedo et al., 2018).

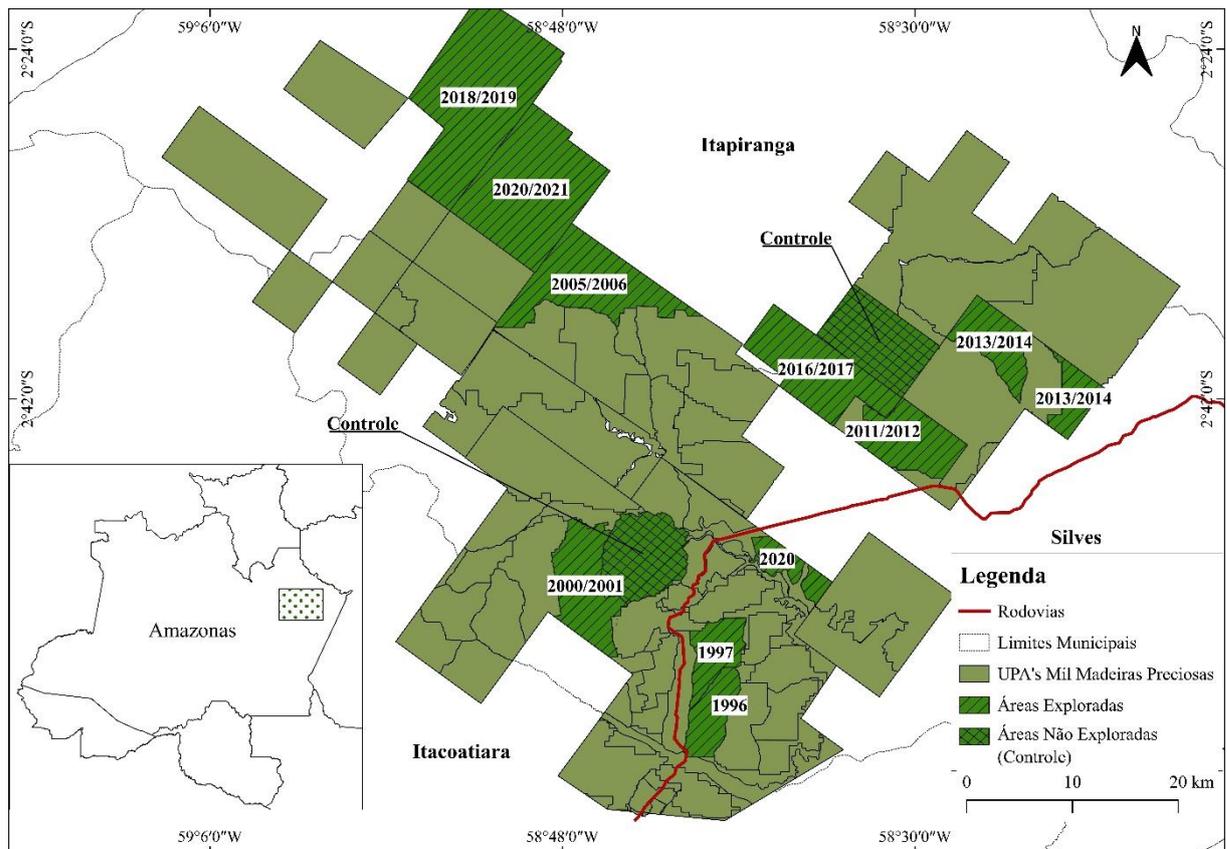
Nesse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar os impactos da extração seletiva de madeira no padrão de atividade de espécies presas de onça-pintada (*Panthera onca*), para verificar se ocorrem modificações nos papéis ecológicos das espécies ao longo do período de tempo transcorrido desde a exploração de madeira nativa. Especificamente, buscamos: i) inventariar as espécies presas de onça-pintada em áreas de manejo florestal sustentável com diferentes idades desde a extração de madeira nativa, e duas áreas não exploradas, ii) verificar se a frequência de registros videográficos das espécies de mamíferos é afetada pelo tempo desde o término da extração de madeira nativa nas áreas de florestas manejadas, iii) verificar se o padrão de atividade das espécies é modificado ao longo do tempo transcorrido desde a exploração de madeira nas áreas e, iv) examinar se a sobreposição temporal da atividade de espécies ecologicamente similares ou que interagem entre si é modificada ao longo do tempo decorrido desde as atividades de manejo florestal.

1.1 MATERIAL E MÉTODOS

1.1.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em áreas sob manejo florestal da empresa Mil Madeiras Preciosas Ltda. (*Precious Woods Amazon*), localizadas ao longo da Estrada da Várzea (AM-363), abrangendo os municípios de Itacoatiara, Silves e Itapiranga, no estado do Amazonas, Brasil (Figura 1).

Figura 1- Localização das áreas exploradas e não exploradas nos locais de estudo na Amazônia Central Brasileira.



Fonte: Qgis, elaboração própria.

Atualmente, a área total das propriedades da empresa abrange aproximadamente 499.316,33 hectares, dos quais 281.200 hectares são destinados à exploração sob o regime de Manejo Florestal, sendo divididos em subáreas exploradas anualmente, denominadas Unidades de Produção Anual (UPAs). Essa exploração é conduzida de acordo com o sistema *Celos Management System*, um sistema de manejo florestal sustentável originalmente desenvolvido no Suriname e adaptado para o Brasil, seguindo um ciclo de corte definido pela legislação de 35 anos e intensidade de corte de 15-20 m³/ha, sendo que esses valores estão dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira (PWA, 2021). Esse sistema, caracterizado como

policíclico, envolve um planejamento rigoroso da exploração, respeitando o tempo necessário para a regeneração do ambiente florestal (De Graaf, 1986).

A vegetação predominante na área é classificada como floresta ombrófila densa de terra firme, composta por árvores de grande porte, considerável presença de lianas lenhosas e abundância de epífitas (IBGE, 2017). O clima da área é o Tropical Úmido do tipo Am, conforme a classificação de Köppen, caracterizado por uma média anual de precipitação de 2.200 mm, temperatura média anual de 26°C e umidade relativa do ar mantida em torno de 80% durante todo o ano (Kottek et al., 2006). Quanto ao solo, é categorizado como Latossolos Amarelos Distróficos, com baixa fertilidade natural, alta toxidez de alumínio e textura argilosa (Mendonça, 2003).

1.1.2 Coleta de dados

Para avaliar os efeitos do Manejo Florestal Sustentável sobre o padrão de atividades de espécies presas de onça-pintada, foram amostradas duas áreas não exploradas e áreas com exploração madeireira realizada nos anos de 1996, 1997, 2000/2001, 2005/2006, 2011/2012, 2013/2014, 2016/2017, 2018/2019, 2020, 2020/2021. Essas áreas foram escolhidas considerando a facilidade de acesso, similaridade na formação da vegetação e a ausência de outras fontes de perturbações antrópicas.

1.1.3 Armadilhamento fotográfico

As amostragens foram realizadas mediante armadilhas fotográficas digitais (marca Bushnell Core Low-Glow). No início do estudo, as câmeras foram instaladas em dois pontos de amostragem ao longo de cada transecto. Os transectos foram estabelecidos ao longo das estradas de acesso em cada área de estudo, com extensão de dois quilômetros. As armadilhas foram posicionadas a aproximadamente 1000 metros de distância entre si (a 500 m e 1.500 m do início do transecto). Contudo, devido aos frequentes furtos das câmeras, optou-se por não mais instalá-las nas estradas, em vez disso, foram realocadas para trilhas utilizadas por tratores skidder, localizadas próximas às estradas. Essas trilhas, além de apresentarem menor risco de vandalismo, possuem características semelhantes às estradas em termos de largura e acessibilidade, tornando-se potenciais corredores de deslocamento para as onças e suas presas.

As câmeras foram fixadas na base das árvores, a uma altura de 30-60 cm do solo, em locais estratégicos onde havia sinais evidentes da presença dos animais. A vegetação próxima aos sensores foi mantida limpa para garantir o funcionamento adequado. As armadilhas foram mantidas em funcionamento 24 horas por dia no decorrer de todo o período de amostragem e programadas para registros de filmagens com duração de 10 segundos sempre que um animal

adentrasse seu campo de visão. Após cada registro, a armadilha entrava em modo de espera por 10 segundos antes de poder ser acionada novamente. Caso algum animal permanecesse em frente ao campo de visão após esse período, a câmera era acionada novamente. Para registrar as espécies em sua distribuição natural, não foram utilizadas iscas ou outros atrativos, visto que que esses recursos podem provocar reações distintas entre os indivíduos ou espécies (Cutler; Swann, 1999).

As campanhas de campo foram conduzidas, periodicamente, a cada 40 a 50 dias, para a coleta sistemática de dados e a manutenção das armadilhas. Durante essas visitas, os registros armazenados nos cartões de memória eram transferidos para um computador. Após a transferência, os cartões eram formatados e as pilhas das armadilhas trocadas, assegurando a funcionalidade contínua dos equipamentos. Posteriormente, os dados coletados em cada incursão ao campo eram analisados para extrair as informações necessárias ao atendimento dos objetivos da pesquisa. Essas informações eram então organizadas em planilhas, para facilitar as análises de dados.

1.1.4 Análise dos dados

As presas abrangem uma ampla gama de espécies, incluindo aves e mamíferos. Entretanto, na premissa deste estudo, as espécies presas se referem a mamíferos, em particular, ungulados (cervídeos, antas e porcos-do-mato), insetívoros (tamanduás) e roedores (pacas, cutias e cutiaras). Nesse estudo, as áreas foram categorizadas como controle (não exploradas); recentes (exploradas a partir de 2017, com até 6 anos de exploração); e antigas (exploradas antes de 2017, com mais de 6 anos de exploração).

1.1.4.1 Riqueza de espécies e frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies de mamíferos foi calculada com base no número de registros por dia de amostragem e por armadilha fotográfica, considerando o período entre as campanhas de campo. Para esse cálculo, o período amostral foi definido como o intervalo em dias entre a instalação ou verificação de uma armadilha fotográfica e o último registro audiovisual obtido. Em outras palavras, a data de instalação ou verificação foi considerada como a data inicial, e a data do último vídeo gravado até a verificação subsequente das armadilhas foi considerada como a data final. Essa abordagem considerou a possibilidade de as baterias das câmeras se esgotarem antes do previsto, devido ao uso intensivo ou a problemas técnicos.

Registros de vídeo da mesma espécie em um mesmo ponto amostral em um intervalo de tempo inferior a 30 minutos foram desconsiderados, a fim de garantir a independência dos

dados (Arévalo-Sandi et al., 2018). O número de registros independentes e o número de espécies registradas foram divididos pelo período amostral, resultando nas frequências de registros por dia e de espécies registradas por dia de amostragem. Esses valores foram utilizados nas análises como medidas relativas de abundância e riqueza de espécies de mamíferos.

Para testar se as estimativas de diversidade (abundância e riqueza) e a frequência de ocorrência das espécies foram dependentes do tempo desde a exploração madeireira, foram construídos modelos lineares mistos, utilizando a identidade dos pontos amostrais como variável de efeito aleatório, para capturar a variabilidade inerente entre os locais de amostragem. Como efeitos fixos, consideramos o período amostral e o tempo desde a exploração madeireira, sendo este último tratado como uma variável categórica. Além disso, a interação entre essas variáveis foi incluída para testar se o efeito do tempo desde a exploração madeireira variava ao longo dos períodos amostrais.

1.1.4.2 Padrão de atividade e sobreposição temporal

Os horários de atividade de cada espécie registrados nos vídeos foram extraídos e convertidos em radianos. Isso permite uma representação mais eficiente e comparável dos padrões de atividade ao longo do dia. O padrão de atividade das espécies reflete a distribuição probabilística da frequência com que os animais são registrados em armadilhas fotográficas ao longo do dia. Essa distribuição, baseada na função de densidade, assume que os animais têm a mesma probabilidade de serem registrados em qualquer momento do seu período de atividade (Ridout; Linkie, 2009; Linkie; Ridout, 2011). No entanto, é importante destacar que esse padrão pode variar significativamente entre espécies e ser influenciado por fatores ambientais, comportamentais e sazonais.

Para garantir a robustez das análises de padrão de atividade e sobreposição temporal, as espécies com menos de 15 registros independentes foram desconsideradas. O padrão de atividade das espécies presas da onça-pintada foi estabelecido com base em variáveis circulares, que refletem a frequência de registros ao longo do ciclo circadiano. Esse processo incluiu a construção de curvas de estimativas de densidade por Kernel, assumindo probabilidades uniformes de detecção das espécies ao longo das diferentes horas do dia (Meredith; Ridout, 2021). O teste de Watson para duas amostras (Watson's Two-Sample Test) foi empregado para comparar os padrões de atividade das espécies entre as diferentes categorias de áreas. Para comparar o padrão de atividade entre as áreas de estudo e entre espécies, foi calculado o coeficiente de sobreposição das curvas de densidade por Kernel (Meredith; Ridout, 2021).

Para testar se a sobreposição temporal da atividade de espécies ecologicamente similares ou que interagem entre si é impactada pelo tempo desde a exploração de madeira nativa, foram calculados os coeficientes de sobreposição do padrão de atividade dessas espécies nas diferentes áreas de estudo.

1.2 RESULTADOS

O esforço amostral foi de 5.049 armadilhas-dia entre maio/2021 e fevereiro/2023. Foram obtidos 3.306 registros independentes (> 30 – intervalo de minutos) de 20 espécies de mamíferos pertencentes a doze famílias (Figura 2), sendo 9 espécies potenciais presas de onça-pintada (*Panthera onca*). O número de registros de espécies variou consideravelmente entre as áreas, com algumas espécies frequentemente registradas em grande parte das áreas, e outras raramente registradas. A espécie com a maior frequência de registros foi a cutia (*Dasyprocta leporina*) nas áreas antigas e recentes, e a cutiara (*Myoprocta acouchy*) nas áreas não exploradas.

Figura 2 - Diversidade de espécies de mamíferos (n = 20) registradas nas áreas de estudo. Onça-pintada (*Panthera onca*; A), onça-parda (*Puma concolor*; B), cutia (*Dasyprocta leporina*; C), cutiara (*Myoprocta acouchy*; D), paca (*Cuniculus paca*; E), anta (*Tapirus terrestris*; F), veado mateiro (*Mazama americana*; G), veado roxo (*Mazama nemorivaga*; H), tatu-galinha (*Dasytus novemcinctus*; I), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*; J), cateto (*Pecari tajacu*; K), queixada (*Tayassu pecari*; L), irara (*Eira barbara*; M), furão (*Galictis vittata*; N), mucura (*Didelphis marsupialis*; O), gato-mourisco (*Puma yagouaroundi*; P), jaguatirica (*Leopardus pardalis*; Q), gato-maracajá (*Leopardus wiedii*; R), macaco-prego (*Sapajus apella*; S), guariba, bugio (*Alouatta macconnelli*; T).



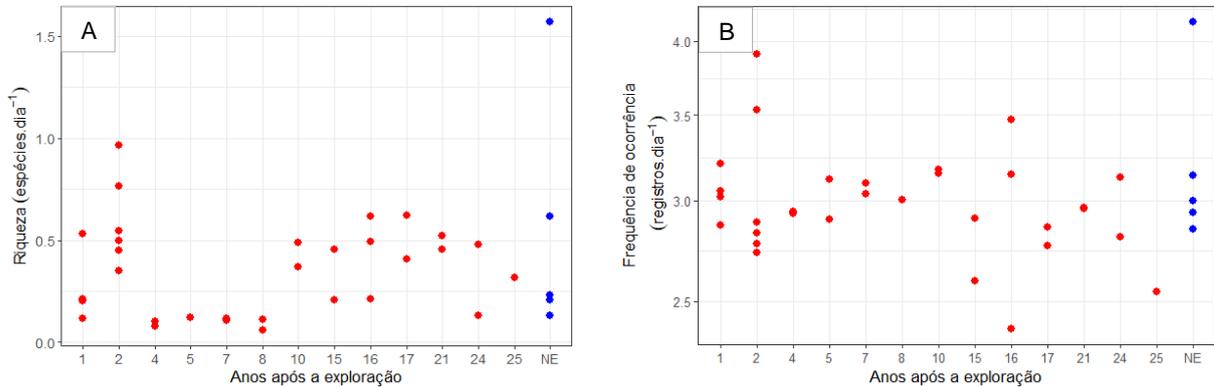




1.2.1 Riqueza de espécies e frequência de ocorrência

De acordo com o modelo linear misto, o tempo decorrido nas áreas após a exploração, não afetou a riqueza de espécies ($p = 0,9346$). O coeficiente angular foi próximo de zero ($-0,0115$), indicando ausência de uma relação clara entre o tempo decorrido desde a exploração e a riqueza de espécies. Em relação à frequência de ocorrência de registros por dia, os resultados do modelo linear misto não indicaram um efeito estatisticamente significativo do tempo desde a exploração sobre a frequência de ocorrência das espécies analisadas ($p = 0,0592$). Contudo, observou-se uma tendência de redução dessa frequência ao longo do tempo. As áreas não exploradas apresentaram uma frequência de ocorrência superior à das áreas exploradas ($p < 0,0001$), o que corrobora a influência da exploração na persistência das espécies.

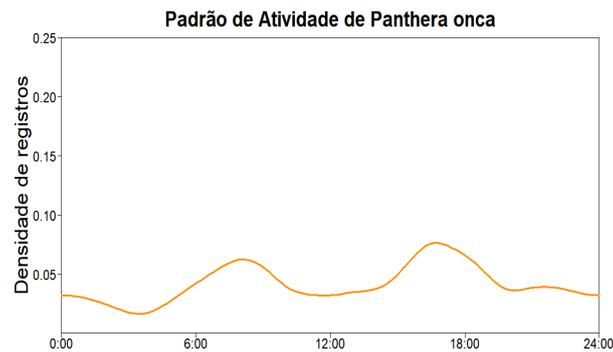
Figura 3 - (A) riqueza de espécies e (B) frequência de ocorrência de espécies de mamíferos em áreas com diferentes anos desde o corte seletivo.



1.2.2 Padrão de atividade

A onça-pintada apresentou maior atividade em períodos crepusculares (Figura 4).

Figura 4 - Padrão de atividade da onça-pintada (*Panthera onca*)



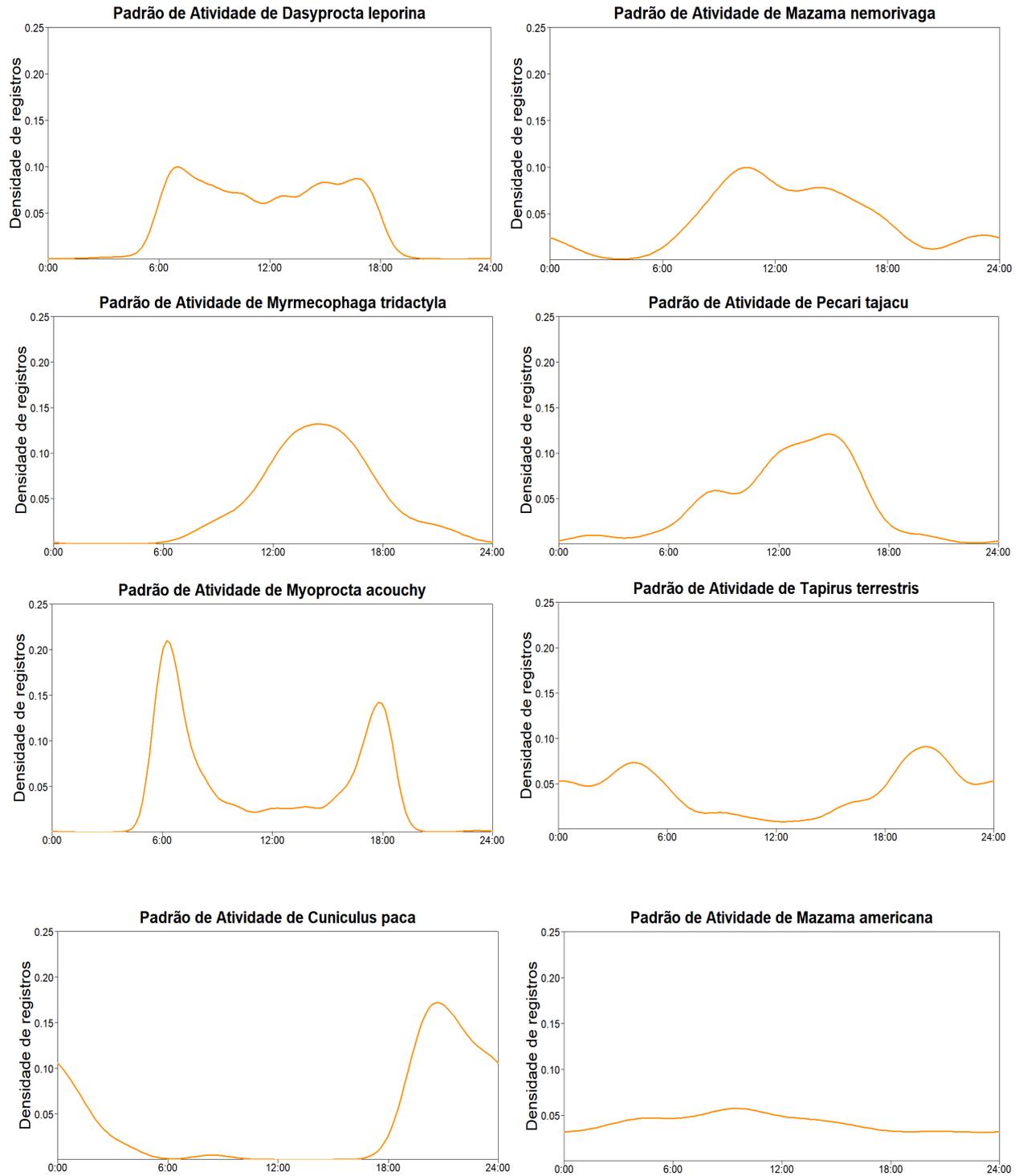
Quanto as presas, as espécies com tendência diurna foram *Dasyprocta leporina*, *Mazama nemorivaga*, *Myrmecophaga tridactyla*, e *Pecari tajacu*. As espécies com comportamento crepuscular foram *Myoprocta acouchy* e *Tapirus terrestris*. *Cuniculus paca* apresentou comportamento noturno. A única espécie-presca que demonstrou atividade catemeral foi *Mazama americana* (Tabela 1, Figura 5).

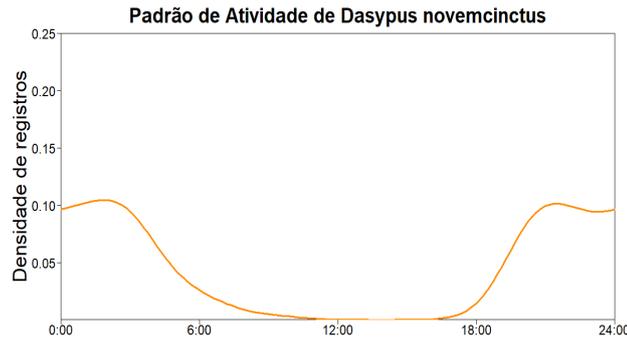
Tabela 1 - Número de registros e classificação do período de atividade.

Espécies	Nome comum	Registros	Padrão de atividade
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	88	Noturno
<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia-vermelha	1.184	Diurno
<i>Dasyplus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	118	Noturno
<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro	375	Catemeral
<i>Mazama nemorivaga</i>	Veado-roxo	35	Diurno
<i>Myoprocta acouchy</i>	Cutiara	671	Crepuscular
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	32	Diurno

<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	34	Diurno
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	98	Crepuscular

Figura 5 - Padrão de atividade de espécies presas de onça-pintada (*Panthera onca*).





1.2.3 Sobreposição dos Padrões de Atividade

Para a análise da sobreposição dos padrões de atividade, as espécies com menos de 15 registros independentes foram desconsideradas e não tiveram seus padrões de atividade representados graficamente. O teste para duas amostras circulares de Watson (U^2) foi empregado para comparar a sobreposição dos padrões de atividade das presas entre áreas não exploradas, áreas recentemente exploradas, e áreas exploradas há mais de seis anos.

A onça-pintada, mostrou alta sobreposição entre áreas não exploradas e recentemente exploradas independentemente do tempo decorrido após a exploração [$\Delta 1=0,78$, $U^2 = 0,0972$, $p > 0,05$]. Nas áreas não exploradas e exploradas há mais de seis anos a sobreposição também foi elevada [$\Delta 1=0,84$, $U^2 = 0,0688$, $p > 0,05$], assim como nas áreas exploradas há mais de seis anos e recentemente exploradas [$\Delta 1=0,86$, $U^2 = 0,0647$, $p > 0,05$]. Os padrões de atividade de suas principais presas, incluindo a cutia, a cutiara, e o veado-mateiro, também apresentaram alta sobreposição nos comportamentos diurnos nas diferentes categorias de áreas.

Para cutia, não encontramos diferenças significativas nos padrões de atividade entre áreas não exploradas e recém exploradas [$\Delta 1=0,80$, $U^2 = 0,1379$, $p > 0,05$]. As comparações entre área não explorada e exploradas há mais de seis anos também não apresentaram diferenças significativas [$\Delta 1=0,83$, $U^2 = 0,2295$, $p > 0,05$], bem como entre áreas exploradas há mais de seis anos e recentemente exploradas, [$\Delta 1=0,80$, $U^2 = 1,418$, $p > 0,05$] (Figura 6, Tabela 2).

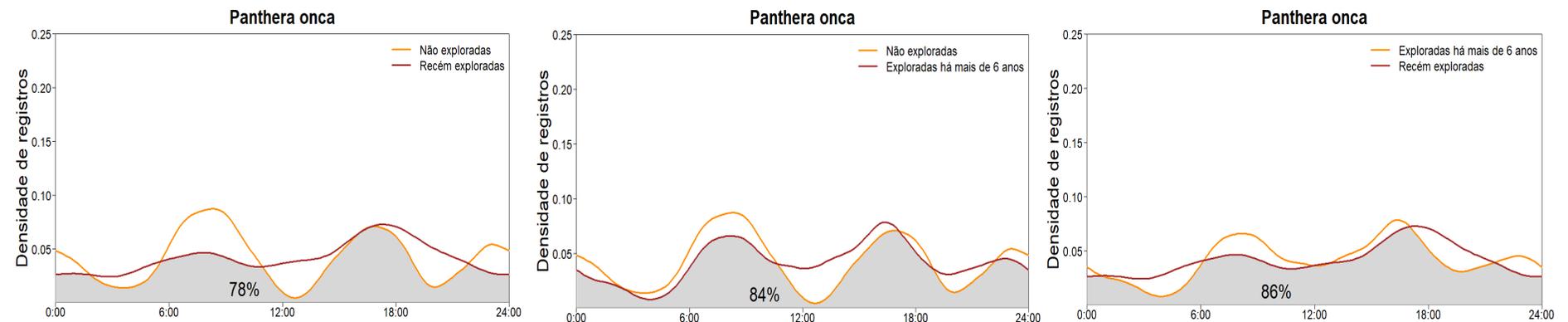
De forma semelhante, a cutiara mostrou uma forte similaridade entre as áreas com diferentes anos após a exploração de madeira, não sendo possível observar diferenças estatísticas significativas nos padrões de atividade entre as áreas comparadas. A sobreposição entre áreas não exploradas e recentemente exploradas foi alta [$\Delta 1=0,87$, $U^2 = 0,0805$, $p > 0,05$]. A comparação entre áreas não exploradas e exploradas há mais de seis anos mostrou uma elevada sobreposição [$\Delta 1=0,86$, $U^2 = 0,1161$, $p > 0,05$], da mesma forma a sobreposição entre áreas exploradas há mais de seis anos e recentemente exploradas foi alta [$\Delta 1=0,93$, $U^2 = 0,0698$, $p > 0,05$].

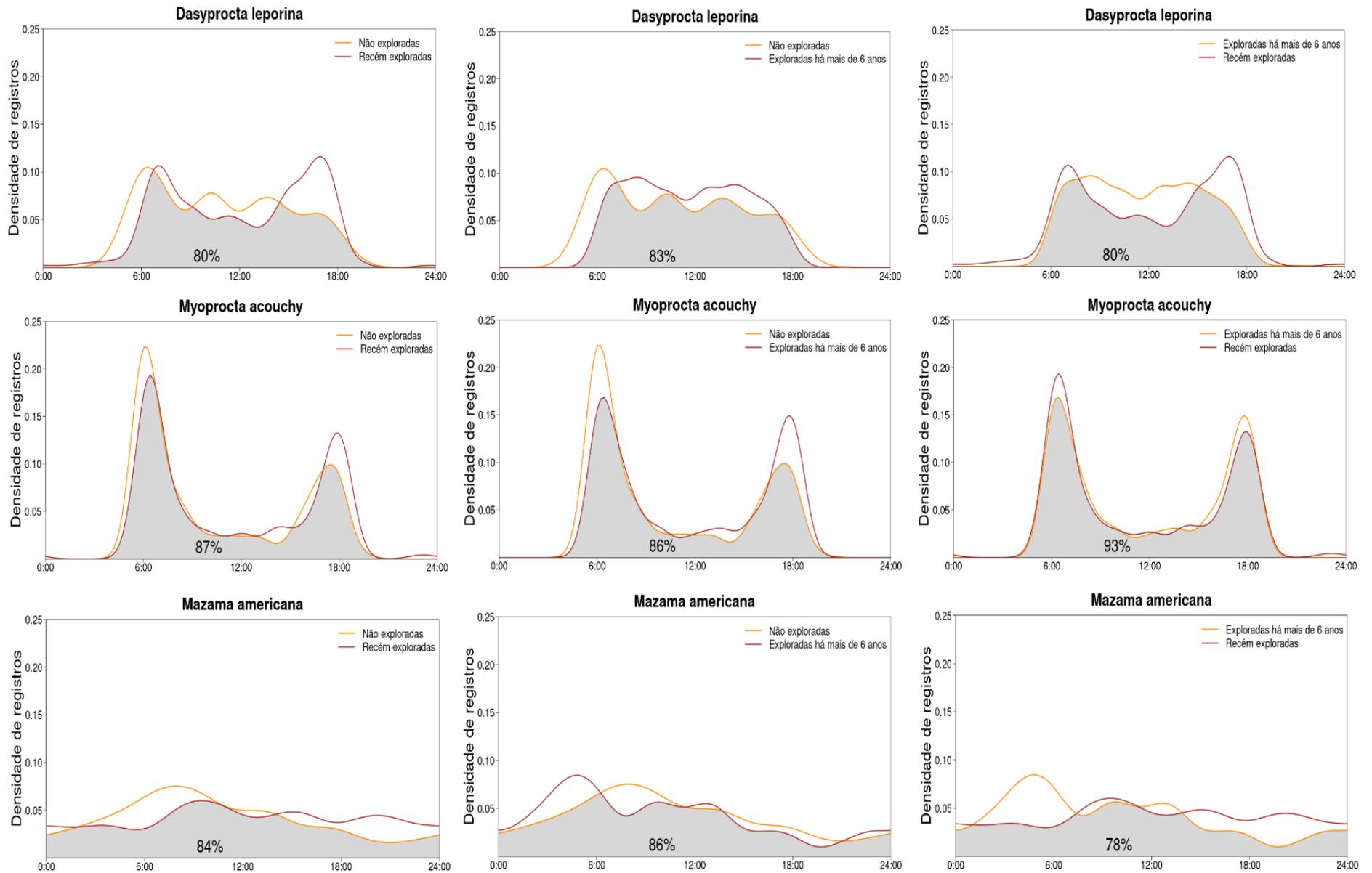
Para veado-mateiro foi observada uma alta sobreposição nos padrões de atividade entre as áreas não exploradas e recentemente exploradas [$\Delta 1=0.84$, $U^2 = 0,1385$, $p > 0.05$], entre áreas não exploradas e exploradas há mais de seis anos [$\Delta 1=0.86$, $U^2 = 0,0676$, $p > 0.05$], e entre áreas exploradas há mais de seis anos e recentemente exploradas [$\Delta 1=0.78$, $U^2 = 0,4228$, $p > 0.05$].

Tabela 2 - Resultados dos testes de sobreposição e análise estatística de Watson U^2 para diferentes categorias de áreas, onde, controle (não-exploradas), recém-exploradas (até seis anos de exploração) e antigas (exploradas há mais de seis anos).

Espécies presas	Comparação	Sobreposição $\Delta 1$	U^2 (Watson)	p-valor
<i>Dasyprocta leporina</i>	Controle vs recém-exploradas	0.7968	0.1379	0.187
	Controle vs antigas	0.8332	0.2295	0.187
	Antigas vs Recém-exploradas	0.8032	1.4118	0.187
<i>Myoprocta acouchy</i>	Controle vs Recém-exploradas	0.8729	0.0805	0.187
	Controle vs antigas	0.8592	0.1161	0.187
	Antigas vs Recém-exploradas	0.9328	0.0698	0.187
<i>Mazama americana</i>	Controle vs Recém-exploradas	0.8351	0.1385	0.187
	Controle vs antigas	0.8569	0.0676	0.187
	Antigas vs Recém-exploradas	0.7780	0.4228	0.187

Figura 6 - Sobreposição do padrão de atividade entre áreas não exploradas, áreas recém exploradas, e áreas exploradas há mais de 6 anos.





1.3 DISCUSSÃO

No presente estudo, observamos que a maioria das espécies de presas de onça-pintada apresentou padrões diurnos, em contrapartida, algumas espécies, como *Cuniculus paca* e *Dasybus novemcinctus*, demonstraram padrões predominantemente noturnos. A espécie *Mazama americana* exibiu padrão catemeral, enquanto *Myoprocta acouchy* e *Tapirus terrestris* apresentaram padrões de atividade crepuscular. *Dasyprocta leporina* foi a espécie mais frequentemente registrada. A elevada abundância observada pode ser atribuída a atributos ecológicos intrínsecos da espécie, como elevada taxa reprodutiva, dieta generalizada e eficiência na utilização de recursos disponíveis em ambientes tropicais (Emmons; Feer, 1997), além de não ser uma espécie de presa preferida na dieta de onças-pintadas, sendo consumida somente quando as presas preferenciais são escassas (Novack et al., 2005; Foster et al., 2010). A cutiara foi mais abundante nas áreas não exploradas, enquanto a cutia predominou em áreas exploradas. O aumento observado na abundância de roedores em áreas exploradas pode ser atribuído às mudanças ecológicas induzidas pela exploração madeireira. Gutiérrez-Granados e Dirzo (2021) descobriram que o aumento na abundância de roedores está positivamente associado a variáveis relacionadas à exploração madeireira, como o maior número de toras ou tocos e a densidade de arbustos. Esses fatores indicam um aumento na disponibilidade de refúgios e proteção contra predadores. Áreas exploradas apresentam maior biomassa no sub-bosque, composta por folhagem, frutos e sementes, o que sugere um aumento dos recursos alimentares e disponibilidade de luz, resultando em maior produtividade no sub-bosque (Gutiérrez-Granados; Dirzo, 2021).

Descobrimos que o corte seletivo de impacto reduzido teve efeitos limitados sobre os padrões de atividade das espécies presas de onça-pintada. Embora tenham sido detectadas algumas variações na riqueza de espécies e na frequência de ocorrência ao longo do tempo desde a exploração, os padrões de atividade das espécies presas permaneceram estáveis entre áreas não exploradas, recentemente exploradas e exploradas há mais de seis anos. Essa estabilidade pode indicar uma resiliência das espécies a distúrbios moderados, ou uma rápida adaptação às mudanças ambientais promovidas pelo manejo florestal de impacto reduzido. Os resultados corroboram estudos anteriores que apontam para a capacidade de práticas de manejo florestal planejadas de reduzir os impactos significativos sobre a biodiversidade (Azevedo-Ramos et al., 2006; Edwards et al., 2013).

Nas áreas estudadas, as espécies registradas apresentam menor sensibilidade ao corte seletivo de impacto reduzido, possivelmente em função da menor intensidade das atividades realizadas. Estudos anteriores propõem que os impactos imediatos sobre a biodiversidade, associados à exploração madeireira intensiva, tendem a ser mais severos do que os efeitos de longo prazo provenientes de práticas de manejo com impacto reduzido (Putz et al., 2012). Contudo, os resultados deste estudo mostram que os altos índices de sobreposição sugerem que o manejo florestal sustentável não alterou drasticamente o padrão de atividade das espécies nas áreas estudadas. Isso pode indicar que, com o tempo, essas áreas podem recuperar características ambientais essenciais, possibilitando o restabelecimento de padrões de atividade similares aos encontrados em áreas não exploradas. É importante destacar que outros estudos relatam alta variabilidade nos impactos da exploração madeireira sobre diferentes espécies, e os efeitos podem variar entre positivos, negativos ou ausentes (Constantini et al., 2016; Carvalho-Jr et al., 2021).

A baixa intensidade de exploração favorece a rápida recuperação da estrutura e funcionalidade da floresta (Darrigo et al., 2016). Contudo, a intensidade da exploração madeireira especificamente em florestas tropicais está associada ao declínio da biodiversidade em propriedades madeireiras (Burivalova et al., 2015). A exploração madeireira realizada nas áreas estudadas, apresentando intensidade de corte de 15 a 20 m³/ha (remoção de duas ou menos árvores por hectare), é um tipo de atividade que pode equilibrar a proteção rigorosa e uso dos recursos florestais, limitando os impactos negativos aos ecossistemas.

As atividades madeireiras podem gerar impactos indiretos sobre a comunidade animal. Algumas espécies tendem a evitar florestas recentemente exploradas, devido ao aumento de ruídos provenientes das operações madeireiras, alterações físicas no ambiente, como a presença de detritos lenhosos e árvores caídas, que dificultam o deslocamento desses animais (Burivalova et al., 2021). Contudo, a intensidade de exploração madeireira relativamente baixa e a inserção de nossos locais de estudo dentro de uma matriz de florestas exploradas e não exploradas podem promover uma rápida recuperação da floresta após a exploração. Para grupos da fauna que respondem negativamente aos efeitos do manejo florestal, esses efeitos podem ser temporários e reversíveis em poucos anos após a exploração (Moura et al., 2021; Soares et al., 2021). No entanto, as florestas não permanecerão inalteradas pelo corte seletivo de impacto reduzido, mas essas áreas manejadas podem ainda manter altos níveis de integridade ecológica, como estoques de carbono, madeira e outros serviços ecossistêmicos essenciais (Putz et al., 2012; Edwards et al., 2014).

Portanto, onde o manejo florestal de impacto reduzido é implementado, mudanças tênues na estrutura de comunidades são esperadas (Bicknell; Peres, 2010). O papel da intensidade de exploração na presença ou ausência de impactos na fauna permanece um tema importante para investigação científica, e pode auxiliar a entender as diferenças nos resultados dos estudos. A intensidade e o método de exploração são fatores determinantes nos impactos causados à floresta, influenciando sua capacidade de regeneração e manutenção da biodiversidade. Desta forma, sugerimos que futuros estudos sobre a estimativa de impactos na fauna de mamíferos sejam realizados, explorando os gradientes de impacto e mensurando a intensidade de exploração.

REFERÊNCIAS

- ABREU, E. F. et al. 2024. Lista de Mamíferos do Brasil (2024-1) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.14536925>.
- AHMED S. E.; EWERS, R. M. (2012). Spatial Pattern of Standing Timber Value across the Brazilian Amazon. *PLoS ONE* 7(5): e36099. doi:10.1371/journal.pone.0036099. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036099>.
- ALFONSO-REYES, A. F. Abundância relativa, padrões de atividade e uso de habitat de onça-pintada e onça-parda no norte da Amazônia Brasileira. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Ciências Biológicas. Pós-graduação em Biologia Animal, Recife, 2013.
- ASNER, G. P.; KNAPP, D. E.; BROADBENT, E. N.; OLIVEIRA, P. J. C.; KELLER, M.; SILVA, J. N. (2005). Selective Logging in the Brazilian Amazon. *Science*: 310, 480-482. 482. <https://doi.org/10.1126/science.1118051>.
- AZEVEDO-RAMOS, C.; DE CARVALHO O.; DO AMARAL, B. D. (2006). Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecol. Manag.* 232(1-3):26-35.
- AZEVEDO, F. C.; LEMOS, F. G.; FREITAS-JUNIOR, M. C.; ROCHA, D. G.; AZEVEDO, F. C. C. (2018). Puma activity patterns and temporal overlap with prey in a human-modified landscape at Southeastern Brazil. *Journal of Zoology*, 305(4), 246–255. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.025>.
- ARÉVALO-SANDI, A.; BOBROWIEC, P. E. D.; CHUMA, V. J. U.; NORRIS, D. (2018). Diversity of terrestrial mammal seed dispersers along a lowland Amazon forest regrowth gradient. *PLOS ONE*. 13(3): 1-19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193752>
- BARLOW, J. et al. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535, 144–147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>
- BICKNELL, J.; PERES, C. A. (2010). Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management* 259, 2267–2275. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.027>.
- BURIVALOVA, Z.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; KOH, L. P. (2014). Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Curr. Biol.* 24, 1893–1898. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.065>.
- BURIVALOVA, Z.; PURNOMO.; ORNDORFF, S.; TRUSKINGER, A.; PAUL, R.; GAME, E. T. (2021). The sound of logging: Tropical forest soundscape before, during, and after selective timber extraction. *Biol. Conserv.* 254, 108812. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108812>
- CARVALHO-JR, E. A. R.; NIENOW, SAMUEL S.; BONAVIGO, PAULO H.; HAUGAASEN, TORBJORN. (2021). Mammal responses to reduced-impact logging in Amazonian forest concessions. *Forest Ecology and Management* 496 (2021) 119401. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119401>.

- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R.; DIRZO, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 114, E6089–E6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH P. R. (2023). Mutilation of the tree of life via mass extinction of animal genera. *Proc Natl Acad Sci U S A.* Sep 26;120(39):e2306987120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2306987120>
- COSTANTINI, D.; EDWARDS, D. P.; SIMONS, M. J. (2016). Life after logging in tropical forests of Borneo: A meta-analysis. *Biol. Conserv.* 196, 182–188. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.020>
- COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R.; MENDES, S. L.; DITCHFIELD, A. D. (2005). Mammal conservation in Brazil. *Conserv. Biol.* 19, 672–679. <http://www.jstor.org/stable/3591053>.
- CROOKS, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conserv. Biol.* 16, 488–502. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x>
- CUTLER T. L.; SWANN D. E. (1999) Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin* 27, 571–581. <http://www.jstor.org/stable/3784076>
- DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; SANTOS, F. A. M. (2016). Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. *Forest Ecology and Management* 360, 52 – 59. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.012>
- DE GRAAF, N. R. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rainforest in Suriname. Wageningen: Agricultural University. 1986. ISBN 90-9001239-7. <https://doi.org/10.18174/202879>
- DIAS, M. S.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. (2009). Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01299.x>
- DI BITETTI, M. S. (2006). Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *J. Zool., Lond.* 270, 153 e 163. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00102.x>
- DIRZO, R.; RAVEN, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss, *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 137–167. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
- EDWARDS, D. P.; TOBIAS, J. A.; SHEIL, D.; MEIJAARD, E.; LAURANCE, W. F. (2014). Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*: 29, 9, 511-520. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>
- EDWARDS, D. P.; WOODCOCK, P.; NEWTON, R. J.; EDWARDS, F. A.; ANDREWS, D. J. R.; DOCHERTY, T. D. S.; MITCHELL, S. L.; OTA, T.; BENEDICK, S.; BOTTRELL, S. H.; HAMER, K. C. (2013). Trophic Flexibility and the Persistence of Understory Birds in

Intensively Logged Rainforest. *Conservation Biology*: 27, 5, 1079-1086. [https://doi: 10.1111/cobi.12059](https://doi.org/10.1111/cobi.12059).

EMMONS, L. H.; FEER, F. (1997). *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*, Second Edition. The University of Chicago Press, Chicago, USA, 307p., 1997.

FEARNSIDE, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates and Consequences. *Conservation Biology*: 19, 3, 680-688. [https://doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x).

FEARNSIDE, P. M. (2008). Quantificação do serviço ambiental do carbono nas florestas amazônicas brasileiras. *Oecologia Brasiliensis* 12(4): 743-756. [https://doi: 10.4257/oeco.2008.1204.12](https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1204.12).

FOSTER, R. J.; B. J. HARMSSEN; B. VALDES; C. POMILLA; C. P. DONCAS-TER. (2010). Food habits of jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *J. Zool. (Lond.)* 280: 309–318. [https://doi: 10.1111/j.1469-7998.2009.00663.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2009.00663.x).

FOSTER, V. C.; SARMENTO, P.; SOLLMANN, R.; TORRES, N.; JÁCOMO, A. T. A.; NEGRÕES, N.; FONSECA, C.; SILVEIRA, L. (2013). Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica*, 45(3), 373-379. [https://doi: 10.1111/btp.12021](https://doi.org/10.1111/btp.12021).

GUTIÉRREZ-GRANADO, G.; DIRZO, R. (2021). Logging drives contrasting animal body-size effects on tropical forest mammal communities. *Forest Ecology and Management* 481, 118700. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118700>.

HAAG, T.; SANTOS, A. S.; SANA, D. A.; MORATO, R. G.; CULLEN-JR, L.; CRAWSHAW-JR, P. G.; DE ANGELO, C.; DI BITETTI, M. S.; SALZANO, F. M.; EIZIRIK, E. (2010). The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). *Molecular Ecology* 19: 4906–4921. [https://doi: 10.1111/j.1365-294X.2010.04856.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04856.x).

HARMSSEN, B. J.; FOSTER, R. J.; SILVER, S. C.; OSTRO, L.; DONCASTER, C. P. (2009). Spatial and temporal interactions of two sympatric cats in a neotropical forest: the jaguar (*Panthera onca*) and the puma (*Puma concolor*). *J. Mammal.* 90, 612–620. [https://doi: 10.1644/08-MAMM-A-140R.1](https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-140R.1).

HARMSSEN, B. J.; FOSTER, R. J.; SILVER, S. C.; OSTRO, L. E. T.; DONCASTER, C. P. (2010). Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *J. Mammal.* 76, 320–324. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.08.007>.

KRONFELD-SCHOR, N.; DAYAN, T. (2003). Partitioning of time as an ecological resource. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 153 e 181. [https://doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435).

KOTTEK, M. J.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. (2006). WorldMap of Köppen-Geiger Climate Classification updated: *Meteorol. Z.* Ed 15, p. 259-263. [https://doi: 10.1127/0941-2948/2006/0130](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130).

LAURANCE, W. F.; ALONSO, A.; LEE, M.; CAMPBELL, P. (2006). Challenges for forest conservation in Gabon, central África. *Futures*: 38, 4, 454-470. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2005.07.012>.

LICONA, M.; MCCLEERY, R.; COLLIER, B.; BRIGHTSMITH, D. J.; LOPEZ, R. (2011). Using ungulate occurrence to evaluate community-based conservation within a biosphere reserve model. *Anim. Conserv.* 14: 206–214. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00416.x>.

Projeto MapBiomass - Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Brasil - Coleção 9. 01 de outubro de 2024. Disponível em: https://imazon.org.br/wp-content/uploads/2024/10/Factsheet-Amazonia_C9_01.10_v2_compressed.pdf. (https://imazon.org.br/wp-content/uploads/2024/10/Factsheet-Amazonia_C9_01.10_v2_compressed.pdf). Acessado em 02 de janeiro de 2025.

MENDONÇA, A. C. A. Caracterização e simulação dos processos dinâmicos de uma área de floresta tropical de terra firme utilizando matrizes de transição. 2003. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, PR, 2003.

MILLER, B.; DUGELBY, B.; FOREMAN, D.; DEL RÍO, C. M.; NOSS, R.; PHILLIPS, M.; READING, R.; SOULÉ, M. E.; TERBORGH, J.; WILLCOX, L. (2001). The importance of large carnivores to healthy ecosystems. *Endangered Species Update* 18: 202–210

MOURA, R. S. de.; NORIEGA, J. A.; CERBONCINI, R. A. S.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; KLEMMANN-JUNIOR, L. (2021). Dung beetles in a tight-spot, but not so much: Quick recovery of dung beetles assemblages after low-impact selective logging in Central Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 494, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119301>.

MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature*. v. 559, p. 527–534, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>.

MITTERMEIER, R. A. et al. (2003). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1.

OBERDORFF, T. et al. (2019). Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. *Science. Advances*, 5, eaav8681. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav8681>.

NOGUEIRA, M. M. et al. Procedimentos simplificados em segurança e saúde do trabalho no manejo florestal. Manual Técnico, 1. Belém: Instituto Floresta Tropical, 2010.

NOVACK, A. J.; MAIN, M. B.; SUNQUIST, M. E.; LABISKY, R. F. (2005). Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Bio-sphere Reserve, Guatemala. *J. Zool. (Lond.)* 267: 167–178. <https://doi.org/10.1017/S0952836905007338>.

PEARCE, D.; PUTZ, F.; VANCLAY, J. K., 1999. A sustainable forest future. CSERGE Working Paper GEC 99-15.

PETERS, S. L.; MALCOLM, J. R.; ZIMMERMAN, B. L. (2006). Effects of selective logging on bat communities in the southeastern Amazon. *Conserv. Biol.* 20, 1410–1421. <http://www.jstor.org/stable/3879133>.

PRECIOUS WOODS AMAZON (PWA), Manejo Florestal Sustentável (Resumo público), Itacoatiara – AM, edição 2021.

PUTZ, F. E. et al. (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5(4), 296-303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>

RIPPLE, W. J.; ESTES, J. A.; BESCHTA, R. L.; WILMERS, C. C.; RITCHIE, E. G.; HEBBLEWHITE, M.; BERGER, J.; ELMHAGEN, B.; LETNIC, M.; NELSON, M. P.; SCHMITZ, O. J.; SMITH, D. W.; WALLACH, A. D.; WIRSING, A. J. (2014). Status and ecological effects of the World's largest carnivores. *Science* 343, 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>

SANTOS, F. S.; MENDES-OLIVEIRA, A. C. (2012). Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. *Biota Neotrop.*, vol. 12, no. 3. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000300027>.

SHEDDEN-GONZÁLEZ, A.; SOLÓRZANO-GARCÍA, B.; WHITE, J. M.; GILLINGHAM, P. K.; KORSTJENS, A. H. (2023). Drivers of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) predation on endangered primates within a transformed landscape in southern Mexico. *Biotropica* 55, 1058–1068. <https://doi.org/10.1111/btp.13253>.

SILVEIRA, L. Ecologia comparada de onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*) no cerrado do Brasil. 2004. 235 f. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2004.

STAAL, A. et al. (2018) Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. *Nature Climate Change* 8: 539–543. <https://doi:10.1038/s41558-018-0177-y>.

TERBORGH, J. et al. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923–1926, 2001. <https://doi:10.1126/science.1064397>.

2 CAPÍTULO II

SOBREPOSIÇÃO DE ATIVIDADE ENTRE ONÇA-PINTADA (*PANTHERA ONCA*) E SUAS PRESAS EM ÁREAS SOB MANEJO FLORESTAL DE IMPACTO REDUZIDO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA

RESUMO

As florestas tropicais estão passando por transformações decorrentes de atividades antrópicas, como, queimadas, agricultura em larga escala e exploração madeireira. Nesse cenário de desmatamento, estratégias de uso menos impactantes são imprescindíveis para diminuir a perda de cobertura florestal e biodiversidade. O manejo florestal sustentável é uma estratégia de exploração racional que visa minimizar os impactos ambientais. A exploração de impacto reduzido (EIR), parte integrante do manejo florestal sustentável, envolve diretrizes específicas para a exploração madeireira, tornando-se um componente necessário para atingir os objetivos do manejo. Contudo, mesmo com técnicas menos impactantes, a exploração de impacto reduzido pode afetar negativamente a comunidade animal. A onça-pintada (*Panthera onca*) é o maior predador terrestre da região neotropical e pode ser encontrada em cinco dos seis biomas brasileiros: Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga e Pantanal. Como predador de topo de cadeia, a onça-pintada é um importante componente ecológico do ecossistema. É responsável pela manutenção do equilíbrio do ambiente onde vive, regulando as populações de presas, e sua presença indica que o meio ambiente está saudável. Considerando o papel ecológico da onça-pintada como predador de topo e sua influência na regulação das populações de presas, este estudo teve como objetivo avaliar se o manejo florestal sustentável influencia a sobreposição de atividade entre a onça-pintada e suas presas. Para isso, foram utilizados registros de armadilhas fotográficas em áreas de manejo florestal sustentável na Amazônia brasileira. Foram obtidos 3.306 registros independentes de mamíferos, com um intervalo mínimo de 30 minutos entre registros consecutivos da mesma espécie. No total, foram identificadas 20 espécies de mamíferos, das quais nove são potenciais presas da onça-pintada. Os padrões de atividade foram estimados por meio da densidade de Kernel, e medimos a sobreposição entre distribuições pareadas estimadas usando um coeficiente de sobreposição. Para avaliar possíveis diferenças nos padrões de atividade entre as áreas de estudo, foi aplicado o teste de Watson para duas amostras (U^2), permitindo a comparação entre áreas com diferentes anos desde a realização do corte seletivo. A avaliação da sobreposição de atividade entre a onça-pintada e suas presas em áreas sob diferentes regimes de manejo florestal indicou sobreposição temporal moderada a alta com espécies como a cutia e o veado-mateiro, independentemente do tempo decorrido desde a exploração madeireira. Em contraste, espécies como a paca e o tatu-galinha apresentaram menor coincidência nos períodos de atividade. Embora tenham sido observadas variações nos coeficientes de sobreposição entre as categorias de manejo, os resultados do teste de Watson não indicaram diferenças estatisticamente significativas nos padrões de atividade da onça-pintada e suas presas, sugerindo que o manejo florestal de impacto reduzido não influencia de maneira expressiva a dinâmica temporal das interações predador-presa na comunidade estudada.

Palavras-chave: Manejo Florestal Sustentável. Padrão de atividade. Armadilhas Fotográficas. Onça-pintada. Amazônia Brasileira.

ABSTRACT

Tropical forests are undergoing transformations resulting from numerous human activities, such as burning, large-scale agriculture and logging. In this scenario of deforestation, less aggressive use strategies are essential to reduce the loss of forest cover and biodiversity. Sustainable forest management is a rational logging strategy that aims to minimize impacts on the environment. Reduced-impact logging (REI), an integral part of sustainable forest management, refers to a series of logging guidelines, becoming a necessary component to achieve forest management objectives. However, even with the use of less harmful techniques, reduced-impact logging can cause harm to animal communities. The jaguar (*Panthera onca*) is the largest terrestrial predator in the Neotropical region and, of the six Brazilian biomes, it can still be found in five: the Amazon, the Atlantic Forest, the Cerrado, the Caatinga and the Pantanal. This top predator is an important ecological component of the ecosystem. It is responsible for maintaining the balance of the environment in which it lives, regulating prey populations, and its presence indicates that the environment is healthy. Considering the ecological role of the jaguar as a top predator and its influence on regulating prey populations, this study aimed to evaluate whether sustainable forest management has an influence on the overlap of activity between the jaguar and its prey in areas of sustainable forest management in the Brazilian Amazon, through camera trap records. A total of 3,306 independent videos of mammals were recorded, considering a minimum interval of 30 minutes between consecutive records of the same species. In total, 17 mammal species were identified, of which nine are potential prey of the jaguar. Activity patterns were estimated using Kernel density, and we measured the overlap between pairwise distributions estimated using an overlap coefficient. To evaluate possible differences in activity patterns between the study areas, the Watson two-sample test (U^2) was applied, allowing comparison between pairs of forest management categories. The evaluation of the overlap of activity of the jaguar and its prey in areas subjected to different forest management regimes indicated a moderate to high temporal overlap with species such as agouti and brocket deer, regardless of the time elapsed since logging. In contrast, species such as paca and nine-banded armadillo showed less overlap in activity periods. Although variations in the overlap coefficients were observed between management categories, the results of the Watson test did not indicate statistically significant differences in the activity patterns of the jaguar and its prey, suggesting that low-impact forest management does not significantly influence the temporal dynamics of predator-prey interactions in the studied community.

Keywords: Sustainable Forest Management. Activity Pattern. Camera Traps. Jaguar. Brazilian Amazon.

INTRODUÇÃO

As florestas seletivamente exploradas retêm grande parte das funções e dos serviços ecossistêmicos, abrigando importantes populações de animais e plantas (Dirzo; Raven, 2003; Edwards et al., 2014). A floresta Amazônica, a maior extensão contínua de floresta tropical úmida, abriga uma diversidade biológica de relevância global, com altas taxas de endemismo (Myers, 2000). Além de sua extensa área, a densidade e o tamanho de sua vegetação fazem da floresta Amazônica um dos maiores estoques de carbono do planeta (Fearnside, 2008). Contudo, essa floresta tropical está regularmente sujeita a inúmeras ameaças, incluindo incêndios, agricultura e extração de madeira (Morton et al., 2013; FAO, 2020).

Nesse sentido, o manejo florestal sustentável é proposto como um mecanismo legal para o uso sustentável das florestas, com o objetivo de reduzir os impactos das atividades da exploração florestal e integrar a manutenção da biodiversidade com o uso dos recursos madeireiros (MacDicken et al., 2015). Nas florestas tropicais, o manejo florestal pode ser conduzido de formas distintas, incluindo a remoção total da vegetação em uma área. Contudo, em grande parte dessas florestas ao redor do mundo é feito por meio do corte seletivo. O corte seletivo, apesar de ser uma forma relativamente menos prejudicial de uso da terra, ainda é uma forma relevante de degradação florestal (Asner et al., 2009; Lima, 2020).

Devido à extensão da exploração madeireira seletiva e à expectativa de aumento dessas áreas, há uma literatura crescente investigando os efeitos sobre a fauna e a flora (Dias et al., 2009; Reis et al., 2013; Laufer et al., 2015; Vinhote et al., 2020; Carvalho et al., 2022; Dionisio et al., 2022), em virtude de alguns grupos de espécies parecerem demonstrar sensibilidade à prática de corte seletivo de impacto reduzido (Peres et al., 2010; Laufer et al., 2013). Na Amazônia, apesar de estudos anteriores destacarem os benefícios econômicos e ambientais das práticas de exploração de impacto reduzido, ainda é necessário avaliar se essas técnicas preservam a integridade ecológica das florestas, particularmente no que diz respeito à sua biodiversidade (Barreto et al., 1997).

Estudos sobre a influência do corte seletivo de impacto reduzido na vida selvagem em florestas tropicais foram amplamente documentados, sugerindo que os efeitos nas métricas de biodiversidade, podem tanto aumentar (Azevedo-Ramos et al., 2006), quanto diminuir (Chapman et al. 2000; Peters et al., 2006; Soares et al., 2021), ou mesmo permanecerem inalteradas (Azevedo-Ramos et al., 2006; Samejima et al., 2012). Contudo, os impactos da exploração madeireira não são uniformes e podem manifestar-se tanto de forma direta quanto indireta.

Entre os grupos taxonômicos, mamíferos e anfíbios são os grupos mais vulneráveis à exploração seletiva de madeira, apresentando maiores taxas de declínio na riqueza de espécies. Burivalova et al. (2014) apontam que para cada aumento de 20 m³ por hectare na intensidade da exploração resulta em uma diminuição aproximada de 35% na riqueza de espécies de mamíferos. A recuperação da diversidade nessas áreas é influenciada por diversos fatores, incluindo o período decorrido desde a exploração (Paillet et al., 2010) e a proximidade com áreas ainda preservadas (Laurance et al., 2002).

Os mamíferos terrestres são fundamentais para a dinâmica das florestas Amazônicas, atuando como dispersores de sementes e predadores de sementes e plântulas (Smythe, 1986). Contudo, os mamíferos sofrem impactos diretos das atividades humanas, tendo suas atividades modificadas ou adaptadas à medida que a pressão antrópica aumenta (Gaynor et al., 2018). Esses animais, visando assegurar a sua sobrevivência, adaptam continuamente seus períodos de atividade em resposta às diversas condições bióticas e abióticas a que estão expostos. Isso inclui flutuações sazonais no ambiente, variações nas condições de luz, pressões resultantes de fatores como predadores e competição, o nível trófico que ocupam e suas necessidades fisiológicas, como termorregulação e demandas energéticas (Peterson et al., 2021).

As interações predador-presa desempenham um papel central na ecologia e na dinâmica populacional da maioria das espécies, influenciando diretamente a estrutura e o funcionamento das comunidades biológicas (Laws, 2017). Como o maior predador terrestre da região neotropical, a onça-pintada (*Panthera onca*), enfrenta ameaças típicas de grandes carnívoros, em todo o mundo (Ripple et al., 2015). A principal ameaça à onça-pintada é o conflito direto e indireto com seres humanos. As atividades antrópicas frequentemente resultam em alterações ambientais que, mesmo de forma indireta, afetam essa espécie. A onça-pintada requer grandes porções de ambientes saudáveis, o que a torna muito sensível a mudanças ambientais (Swank; Teer, 1989; Gonzales-Borrajo et al., 2017). No entanto, a espécie demonstra plasticidade ecológica, sendo capaz de ocupar ambientes modificados em diferentes graus, desde que haja cobertura florestal suficiente e disponibilidade de presas (Rabinowitz; Nottingham, 2009; Craighead, 2019). Nesse sentido, em áreas onde esse predador topo de cadeia está presente, indica que todas as camadas de fauna e flora abaixo dela estão em equilíbrio (Astete, 2008). Contudo, a sobrevivência da espécie está condicionada à relação entre sua adaptabilidade e a magnitude das pressões humanas sobre seu habitat, caso não apresentasse mecanismos de adaptação, a onça-pintada já teria desaparecido de muitos dos ambientes em que vive hoje.

Os impactos do manejo florestal sobre os padrões de atividade desses animais permanecem pouco compreendidos, particularmente em florestas tropicais, onde a relação

predador-presa em áreas manejadas ainda é uma lacuna de conhecimento. A compreensão das interações predador-presa em respostas às pressões externas é essencial para prever como os ecossistemas responderão às mudanças (Araújo; Luoto, 2007).

Considerando que uma parcela significativa das florestas tropicais do planeta já foi ou será submetida ao corte seletivo, torna-se essencial avaliar as implicações ecológicas, sociais e econômicas associadas a essa prática de extração madeireira. Nesse contexto, a fim de preencher lacunas no conhecimento sobre a sobreposição de atividade entre predadores e presas, este estudo teve como objetivo avaliar a influência do manejo florestal de impacto reduzido sobre a sobreposição temporal de atividade entre a onça-pintada e suas presas, contribuindo para o entendimento dos efeitos dessa prática na dinâmica ecológica de florestas tropicais.

2.1 MATERIAL E MÉTODOS

2.1.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de 281.200 hectares de floresta ombrófila densa de terra firme, destinadas à exploração de impacto reduzido, localizada nos municípios de Itacoatiara, Silves e Itapiranga, no estado do Amazonas, Brasil. A área é administrada pela empresa Mil Madeiras Preciosas Ltda., que implementa práticas de manejo florestal sustentável certificadas pelo Forest Stewardship Council (FSC). Utiliza o sistema de gestão Celos (CMS) adaptado para as florestas do Brasil, com um ciclo de corte definido pela legislação de 35 anos, e intensidade de corte de 15 a 20 m³/ha estando abaixo do limite determinado pela Resolução CONAMA 406/2009 (30m³/ha) (PWA, 2021). O clima da região, conforme a classificação climatológica de Köppen, é o Tropical Úmido do tipo Am, com estação seca de dois a três meses, precipitação mensal nunca inferior a 50 mm, média anual de precipitação de 2.200 mm e temperatura média anual de 26°C (Kottek et al., 2006). Os solos da região são do tipo Latossolos Amarelos Distróficos, apresentando pH entre 4,3 e 4,7, saturação de alumínio variando de 85% a 90% e teor de fósforo inferior a 4 mg/dm³ (Mendonça, 2003).

2.1.2 Coleta de dados

Foram amostradas dez áreas exploradas em diferentes anos (1996, 1997, 2000/2001, 2005/2006, 2011/2012, 2013/2014, 2016/2017, 2018/2019, 2020, 2020/2021) e duas áreas não exploradas. Armadilhas fotográficas da marca Bushnell Core Low-Glow (Figura 1) com sensores infravermelhos passivos sensíveis ao movimento, foram utilizadas para registrar as atividades dos mamíferos. No início das amostragens, foram delimitados transectos com extensão de dois quilômetros nas estradas não pavimentadas que acessavam as áreas de estudo. As câmeras eram instaladas em dois pontos de amostragem, e cada ponto ficava distante aproximadamente 1000 metros entre si nos transectos (500 m e 1.500 m do início do transecto) e não foram utilizadas iscas (Cutler; Swann, 1999). No entanto, devido aos frequentes furtos das câmeras, optou-se por instalá-las em trilhas secundárias no interior da floresta, localizadas próximas às estradas principais.

As câmeras foram posicionadas a 30-60 cm do solo (Figura 1), em locais com sinais de atividade animal, e a vegetação próxima aos sensores foi mantida limpa para evitar interferências. As armadilhas foram programadas para registros de filmagens com duração de 10 segundos, nas 24 horas do dia, com intervalo de 10 segundos entre cada vídeo. Caso algum animal permanecesse em frente ao ângulo de focagem após esse período, a câmera era acionada novamente. As câmeras foram revisadas a cada 40 a 50 dias para a coleta sistemática de dados,

e os registros armazenados nos cartões de memória eram transferidos para um computador. Após a transferência, os cartões eram formatados e as pilhas das armadilhas substituídas, assegurando a funcionalidade contínua dos equipamentos.

Figura 1 – Armadilhas fotográficas utilizadas para as amostragens.



2.1.3 Análise dos dados

2.1.3.1 Padrão de atividade e sobreposição temporal

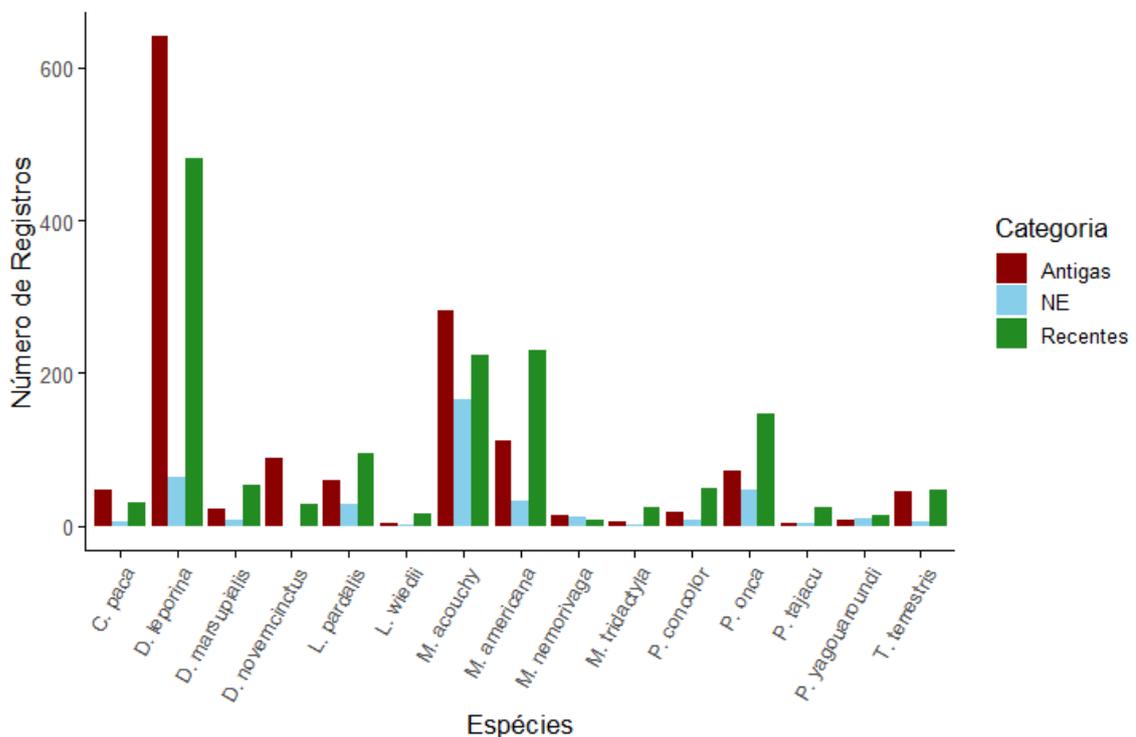
Os padrões de atividade foram obtidos a partir dos dados de data e hora de registros de armadilhas fotográficas de onça-pintada (*Panthera onca*), juntamente com suas potenciais presas, incluindo paca (*Cuniculus paca*), cutia (*Dasyprocta leporina*), tatu-galinha (*Dasyprocta novemcinctus*), veado-mateiro (*Mazama americana*), cutiara (*Myoprocta acouchy*) e anta (*Tapirus terrestris*), agrupando os registros videográficos por períodos de 30 minutos, de maneira a garantir a independência dos registros. Curvas de estimativas de densidade por Kernel (Ridout; Linkie, 2009) foram utilizadas para analisar os padrões de atividade da onça-pintada e suas presas. Utilizou-se o teste de Watson (U^2) para duas amostras, para testar se os padrões de atividade diferiram entre as áreas de estudo, permitindo comparações entre pares de categorias de manejo florestal. Todas as análises foram conduzidas no programa R versão 4.4.1 (R Core Team, 2024).

2.2 RESULTADOS

As câmeras registraram um total 5.049 registros de vídeos entre maio de 2021 e fevereiro de 2023, abarcando todas as estações do ano e 24 horas do dia. Obtivemos 3.306 registros independentes (> 30 – intervalo de minutos) de 20 espécies de mamíferos, sendo 9 espécies potenciais presas de onça-pintada (*Panthera onca*).

O número de registros de espécies variou consideravelmente entre as áreas, com algumas espécies sendo frequentemente registradas em grande parte das áreas e outras sendo raramente registradas em alguns locais. A espécie com a maior frequência de registros foi a cutia (*Dasyprocta leporina*) nas áreas antigas e recentes, representando aproximadamente 35,87% dos registros totais, e a cutiara (*Myoprocta acouchy*) nas áreas não exploradas (20,33%). A única espécie não registrada em todas as áreas foi o tatu-galinha (*Dasybus novemcinctus*) (Figura 1).

Figura 2 - Distribuição das espécies nas diferentes categorias de áreas onde: NE (não exploradas); antigas (áreas exploradas há mais de seis anos), recentes (áreas com até seis anos de exploração).



2.2.1 Sobreposição dos Padrões de Atividade nas Diferentes Áreas

Os padrões de atividade entre onça-pintada e suas presas potenciais foram avaliados em diferentes categorias de áreas. O teste para duas amostras circulares de Watson (U^2) foi empregado para comparar a sobreposição dos padrões de atividade entre onça-pintada e suas

presas entre áreas não exploradas, áreas recentemente exploradas, e áreas exploradas há mais de seis anos.

A onça-pintada apresentou sobreposição moderada a alta de horários de atividade com cutias nas áreas não exploradas e recentemente exploradas [$\Delta 1=0,69$, $U^2 = 0,4211$, $p = 0,187$]. Nas áreas não exploradas e exploradas há mais de seis anos, foi observado uma coincidência temporal moderada entre os períodos de atividade das espécies [$\Delta 1=0,64$, $U^2 = 0,911$, $p = 0,187$]. Em contraste, a sobreposição nas áreas exploradas há mais de seis anos e recentemente exploradas teve alta coincidência nos períodos de atividades das espécies [$\Delta 1=0,75$, $U^2 = 0,2664$, $p = 0,187$].

Semelhante ao anterior, a sobreposição entre a onça-pintada e cutiara foi moderada nas áreas não exploradas e recentemente exploradas [$\Delta 1=0,61$, $U^2 = 0,171$, $p = 0,187$], nas áreas não exploradas e exploradas há mais de seis anos [$\Delta 1=0,62$, $U^2 = 0,161$, $p = 0,187$], e nas áreas exploradas há mais de seis anos e recentemente exploradas [$\Delta 1=0,59$, $U^2 = 0,311$, $p = 0,187$].

A sobreposição entre a onça-pintada e a anta foi moderada nas áreas não exploradas e recentemente exploradas [$\Delta 1=0,56$, $U^2 = 0,423$, $p = 0,187$], e nas áreas exploradas há mais de seis anos e recentemente exploradas [$\Delta 1=0,56$, $U^2 = 0,551$, $p = 0,187$]. Nas áreas não exploradas e exploradas há mais de seis anos a sobreposição foi moderada-alta [$\Delta 1=0,62$, $U^2 = 0,348$, $p = 0,187$].

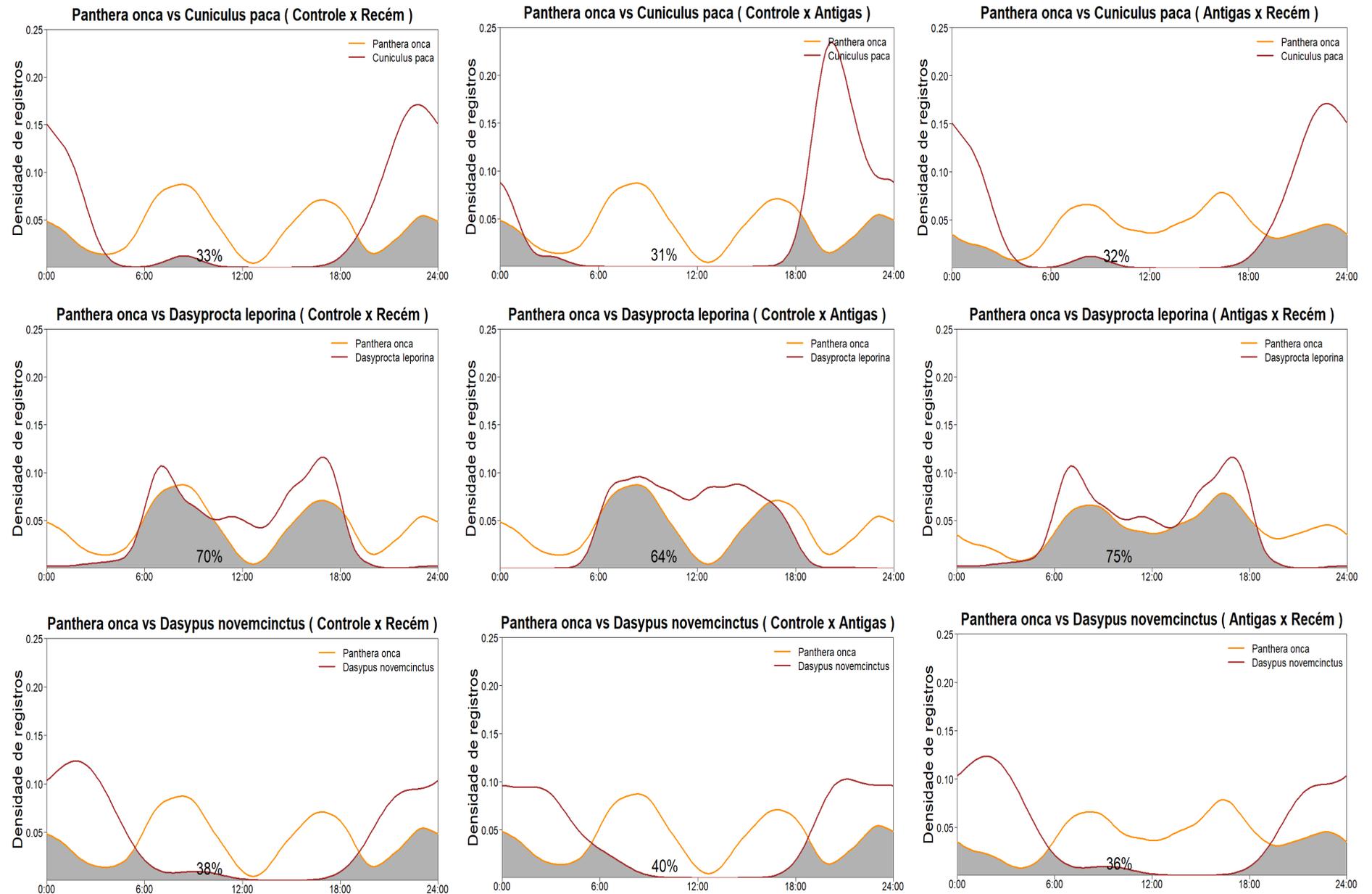
O coeficiente de sobreposição entre onça-pintada e veado-mateiro foi alto entre áreas exploradas há mais de seis anos e recentemente exploradas [$\Delta 1=0,84$, $U^2 = 0,07$, $p = 0,187$]. Nas áreas não exploradas e recentemente exploradas a sobreposição foi moderada-alta [$\Delta 1=0,753$, $U^2 = 0,08$, $p = 0,187$], e moderada nas áreas não exploradas e exploradas há mais de seis anos [$\Delta 1=0,643$, $U^2 = 0,20$, $p = 0,187$].

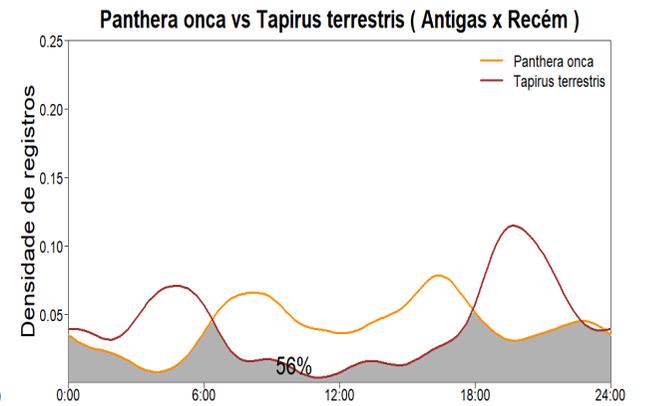
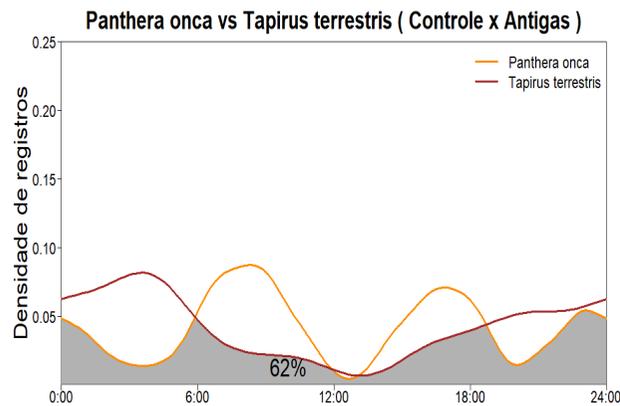
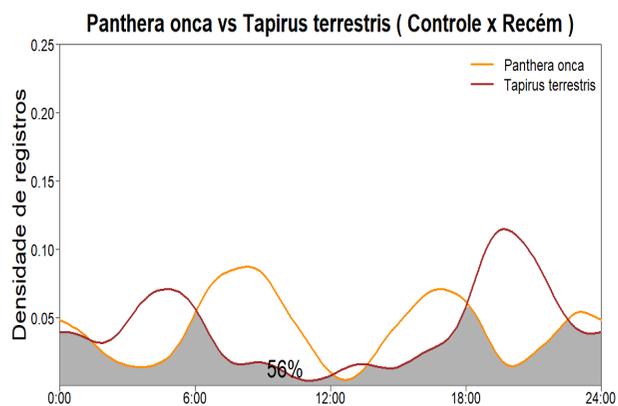
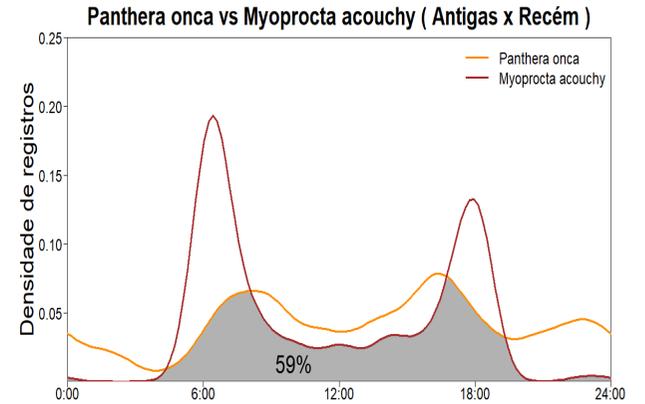
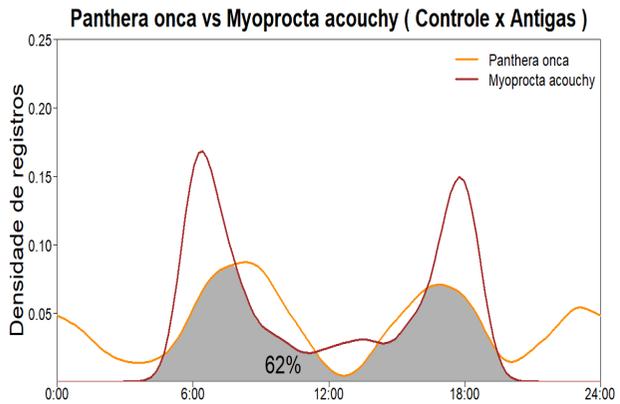
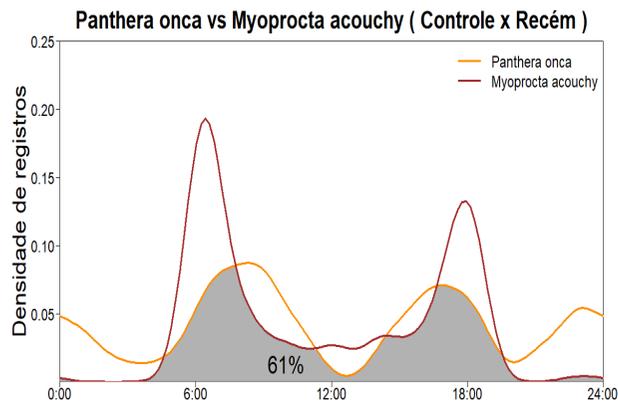
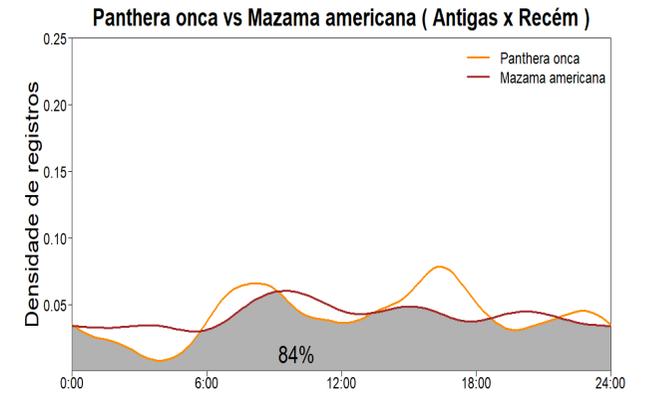
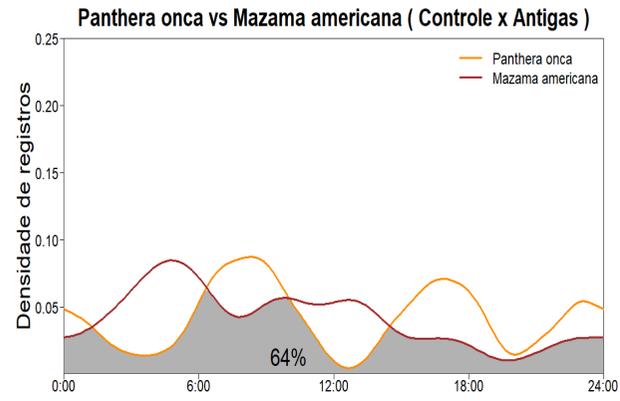
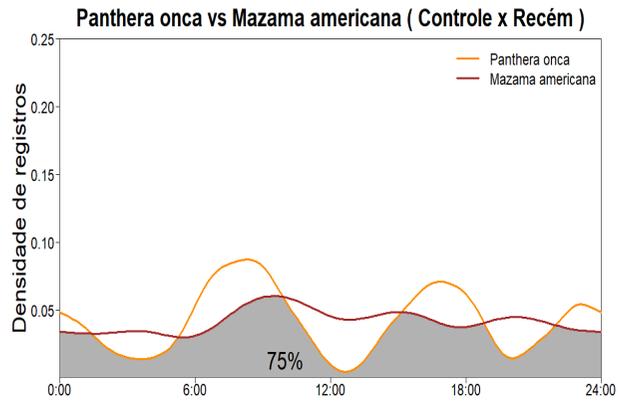
A sobreposição temporal entre a onça-pintada e suas outras presas (paca e tatu) foi baixa em todas as categorias de áreas: não exploradas e recentemente exploradas, exploradas há mais de seis anos e recentemente exploradas, e não exploradas e exploradas há mais de seis anos (Tabela 1). Adicionalmente, para todas as comparações, o teste de Watson indicou que não houve diferenças estatisticamente significativas nos padrões de atividade entre a onça-pintada e suas presas potenciais nas diferentes categorias de áreas.

Tabela 1 – Resultados dos testes de sobreposição e análise estatística de Watson U^2 para diferentes categorias de áreas, onde, controle (não-exploradas), recém-exploradas (até seis anos de exploração) e antigas (exploradas há mais de seis anos).

Predador/presa	Comparação	Sobreposição $\Delta 1$	U^2 (Watson)	p-valor
<i>Panthera onca/Cuniculus paca</i>	Não explorada x Recém-exploradas	0.3281	0.7664	0.187
	Não explorada x Antigas	0.3147	1.3254	0.187
	Antigas x Recém-exploradas	0.3248	0.9787	0.187
<i>Panthera onca/Dasyprocta leporina</i>	Não explorada x Recém-exploradas	0.6989	0.4211	0.187
	Não explorada x Antigas	0.6432	0.9115	0.187
	Antigas x Recém-exploradas	0.7495	0.2664	0.187
<i>Panthera onca/Dasypus novemcinctus</i>	Não explorada x Recém-exploradas	0.3794	0.6443	0.187
	Não explorada x Antigas	0.4022	10.499	0.187
	Antigas x Recém-exploradas	0.3610	0.8574	0.187
<i>Panthera onca/Mazama americana</i>	Não explorada x Recém-exploradas	0.7527	0.0851	0.187
	Não explorada x Antigas	0.6426	0.2065	0.187
	Antigas x Recém-exploradas	0.8448	0.0687	0.187
<i>Panthera onca/Myoprocta acouchy</i>	Não explorada x Recém-exploradas	0.6111	0.1718	0.187
	Não explorada x Antigas	0.6194	0.1616	0.187
	Antigas x Recém-exploradas	0.5945	0.3119	0.187
<i>Panthera onca/Tapirus Terrestris</i>	Não explorada x Recém-exploradas	0.5604	0.4227	0.187
	Não explorada x Antigas	0.6229	0.3481	0.187
	Antigas x Recém-exploradas	0.5561	0.5513	0.187

Figura 3 - Sobreposição do padrão de atividade (Predador/presa) entre áreas não exploradas, áreas recém exploradas, e áreas exploradas há mais de 6 anos.





2.3 DISCUSSÃO

Os padrões de atividade de predadores e presas são importantes para a compreensão das interações ecológicas, e dos efeitos de perturbações ambientais nas comunidades de mamíferos (Azevedo et al., 2018). Este estudo investigou a sobreposição temporal da atividade da onça-pintada com suas presas potenciais em áreas submetidas ao manejo florestal sustentável na Amazônia brasileira. Descobrimos que a atividade diária da onça-pintada apresenta moderada a alta sobreposição temporal com a atividade de duas presas, a cutia (*Dasyprocta leporina*), e o veado-mateiro (*Mazama americana*), independentemente do tempo decorrido desde a exploração de madeira nativa.

Contudo, outras espécies, como a paca (*Cuniculus paca*) e o tatu-galinha (*Dasyus novemcinctus*), apresentaram menor sobreposição com a onça-pintada. Essa redução pode estar associada a estratégias comportamentais de evitação de horários de maior risco de predação ou à utilização de micro-habitats que minimizam sua vulnerabilidade (Harmsen et al., 2011). Por outro lado, a alta sobreposição com o veado-mateiro (*Mazama americana*) e a anta (*Tapirus terrestris*), pode refletir a preferência da onça-pintada por presas de maior porte, uma característica já documentada em sua dieta (Gonzalez; Miller, 2002; Novack, 2003; Astete et al., 2008).

Os padrões de atividade de predadores, incluindo a onça-pintada, coincidem com a atividade de suas principais presas (Crawshaw; Quigley, 1991; Foster et al., 2013). Por outro lado, as presas podem ajustar seus horários de atividade como estratégia antipredatória, conforme observado em estudos com onças-pintadas e onças-pardas em outros ecossistemas neotropicais (Gliwicz; Dabrowski, 2008; Harmsen et al., 2011). Além disso, a estrutura do habitat influencia a ocupação espacial dos predadores, condicionando seus deslocamentos e táticas de forrageamento (Sollmann et al., 2011).

A disponibilidade de recursos e a estrutura do habitat têm influência direta na distribuição espacial e temporal das espécies (Bocchiglieri, 2010). A predominância de registros da cutia e da cutiara pode estar associada à preferência dessas espécies por áreas secundárias, perturbadas, plantações, jardins, florestas perenes e decíduas, conforme relatado em estudos anteriores (Emmons; Feer, 1997). A ocorrência regular de ambas as espécies indica que, apesar das modificações estruturais decorrentes do manejo florestal, esses roedores apresentam padrões de atividade estáveis ao longo do tempo.

A ausência de diferenças significativas na sobreposição da atividade entre a onça-pintada e suas presas sugere que o manejo florestal de impacto reduzido não altera

consideravelmente o comportamento da comunidade trófica analisada. Esse resultado corrobora estudos anteriores, que indicam que predadores como a onça-pintada, apresentam plasticidade comportamental e podem ajustar seus horários de atividade de acordo com a disponibilidade de presas e fatores ambientais (Foster et al., 2013; Sollmann et al., 2013; Azevedo et al., 2018).

Embora os padrões de atividade tenham sido semelhantes entre as diferentes categorias de manejo, algumas espécies apresentaram variações específicas. Por exemplo, a cutia foi registrada com maior frequência em áreas exploradas recentemente, enquanto a cutiara predominou em áreas não exploradas. No entanto, essa diferença pode refletir a capacidade dessas espécies de porte relativamente pequeno, se adaptarem a mudanças na estrutura da vegetação decorrentes da exploração madeireira, um efeito já observado em estudos sobre comunidades de mamíferos tropicais (Benchimol; Peres, 2015).

Os resultados deste estudo indicam que o manejo florestal de impacto reduzido, quando implementado de acordo com práticas adequadas, pode configurar uma atividade sustentável, preservando a integridade ecológica das florestas tropicais (Bicknell et al., 2014). Os dados obtidos demonstram que a onça-pintada e suas presas exibem padrões de atividade temporal com sobreposição moderada a alta, independentemente do período transcorrido desde a exploração madeireira. Esse padrão sugere que o manejo florestal, conduzido com técnicas de baixo impacto e em conformidade com diretrizes sustentáveis, não promove alterações significativas no comportamento das espécies analisadas. No entanto, ressalta-se que a plasticidade ecológica de determinadas espécies, como a onça-pintada, desempenha um papel fundamental em sua capacidade de adaptação a ambientes alterados (Foster, 2008). A manutenção de áreas extensas de cobertura florestal e a disponibilidade de presas são condições determinantes para a conservação dessas espécies. Dessa forma, o manejo florestal sustentável, quando adequadamente planejado e monitorado, pode integrar o uso de recursos naturais à preservação da biodiversidade, contribuindo para a sustentabilidade ambiental e econômica da região Amazônica.

Assim, a investigação dos padrões de atividade em áreas submetidas ao manejo florestal é relevante para o entendimento da dinâmica ecológica em ecossistemas tropicais, fornecendo dados fundamentais sobre o nicho temporal das espécies e suas interações tróficas. A onça-pintada, enquanto predador de topo de cadeia, exerce influência significativa na estruturação desses ecossistemas, atuando na regulação das populações de presas e servindo como indicador da qualidade ambiental (Cullen, 2006; Ripple et al., 2014). Sua ocorrência e padrões comportamentais estão associados à integridade ecológica das florestas, o que a consolida como uma espécie prioritária para monitoramento e estratégias de conservação. Este estudo poderá

contribuir para o avanço do conhecimento sobre os efeitos do manejo florestal sustentável na dinâmica entre predadores e presas, fornecendo bases para a elaboração de ações de conservação voltadas à manutenção da biodiversidade em áreas afetadas por atividades antrópicas. A manutenção de habitats adequados e a disponibilidade de recursos para a onça-pintada e suas presas são elementos essenciais para a sustentabilidade ambiental e a conservação da Amazônia, evidenciando a importância de práticas de manejo que harmonizem a exploração de recursos naturais com a proteção da fauna e dos ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- ASNER, G. P.; KELLER, M.; LENTINI, M.; MERRY, F.; SOUZA JR., C. (2009). Selective logging and its relation to deforestation. In: Keller M, Bustamante M, Gash J, Silva Dias P (eds) Amazonia and global change. American Geophysical Union, Washington, DC, pp 25–42. <https://doi.org/10.1029/2008GM000722>
- ASTETE, S. (2008). Ecologia da onça-pintada nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões, Piauí. MSc Thesis. Univ. de Brasília, Brazil, 121 pp.
- AZEVEDO-RAMOS, C.; DE CARVALHO, O; DO AMARAL, B. D. (2006). Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecol. Manag.* 232(1-3):26-35. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.025>.
- AZEVEDO, F. C. (2018). Puma activity patterns and temporal overlap with prey in a human-modified landscape at Southeastern Brazil. *Journal of Zoology*, 305(4), 246–255. doi:10.1111/jzo.12558.
- BARRETO, P.; AMARAL, P.; VIDAL, E.; UHL, C. (1998). Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 108(1-2), 9–26. doi:10.1016/s0378-1127(97)00251-x
- BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. (2015). Widespread Forest Vertebrate Extinctions Induced by a Mega Hydroelectric Dam in Lowland Amazonia. *PLOS ONE*, 10(7), e0129818. doi:10.1371/journal.pone.0129818
- BICKNELL, J. E.; STRUEBIG, M. J.; EDWARDS, D. P.; DAVIES, Z. G. (2014). Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. *Current Biology*, 24(23), R1119–R1120. doi:10.1016/j.cub.2014.10.067
- BOCCHIGLIERI, A. 2010. Mamíferos de médio e grande porte em uma área alterada no Cerrado: estrutura da comunidade, sobreposição de nicho e densidade. Tese (Doutorado em Ecologia) Universidade de Brasília. Brasília. 130p.
- BURIVALOVA, Z.; SEKERCIOĞLU, C. H.; KOH, L. P. (2014). Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Curr. Biol.* 24, 1893–1898. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.065>
- CHAPMAN, C. A.; BALCOMB, S. R.; GILLESPIE, T. R.; SKORUPA, J. P.; TRUHSAKER, T. T. (2000). Long-Term Effects of Logging on African Primate Communities: a 28-Year Comparison From Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology* 14:207-217. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.98592.x
- CARVALHO, E. A. R.; HAWES, J. E.; HAUGAASEN, T. (2022). Potential losses of animal-dispersed trees due to selective logging in Amazonian Forest concessions. *Trees For. People* 9. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100316>.
- CAVALCANTI, S. M. C.; GESE, E. M. (2010). Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 91, n. 3, p. 722-736. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-171.1>.

- CRAWSHAW, P. G. J.; QUIGLEY, H. B. (1991). Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *J. Zool.* 223, 357–370. doi: 10.1111/j.1469-7998.1991.tb04770.x
- CULLEN JR., L. (2006). Jaguar as landscape detectives for the conservation in the Atlantic Forest of Brazil, Ph.D. thesis University of Kent, Canterbury, UK.
- DIAS, M. S.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. (2009). Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology*. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01299.x
- DIDIER, K.; ESTUPINÁN, G. M. B. 2017. Plano de Monitoramento do Mosaico de Áreas Protegidas do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil. Wildlife Conservation Society (WCS Brasil) e o Conselho do Mosaico do Baixo Rio Negro, Manaus, Amazonas, Brasil.
- DIONISIO, L. F. S.; CHAVES, G. A. S. L.; BRANDÃO, A. D. S.; NEVES, R. L. P.; SOUZA, M. A. R. DE.; ORRILLO, H. M. (2022). Efeitos da exploração de impacto reduzido na dinâmica populacional de *Pseudopiptadenia suaveolens* na Amazônia Oriental, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, [S. l.], v. 17, n. 1, p. 1-9, 2022. doi: <https://doi.org/10.5039/agraria.v17i1a1648>
- DIRZO, R.; RAVEN, P. H. **Global state of biodiversity and loss**. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 137–167, 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
- EDWARDS, D. P. et al. (2014). Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*: 29, 9, 511-520. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>
- EMMONS, L. H.; FEER, F. (1997). *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*, Second Edition. The University of Chicago Press, Chicago, USA, 307p., 1997.
- FAO. *Global Forest Resources Assesment*. Disponível em <<https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/9f24d451-2e56-4ae2-8a4a-1bc511f5e60e/content.pdf>> Acesso em: 20/12/2024.
- FOSTER, V. C. et al. (2013). Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica*, 45(3), 373-379. doi: 10.1111/btp.12021
- GAYNOR, K. M. et al. 2018. The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* 360, 1232-1235 (2018). doi:10.1126/science.aar7121.
- GONZALEZ-BORRAJO, N.; LÓPEZ-BAO, J. V.; PALOMARES, F. (2017). Spatial ecology of jaguars, pumas, and ocelots: a review of the state of knowledge. *Mammal Review*, 47(1), 62–75. doi: 10.1111/mam.12081.
- GONZÁLEZ, C. A. L.; MILLER, B. J. (2002). DO JAGUARS (PANTHERA ONCA) DEPEND ON LARGE PREY? *Western North American Naturalist*, 62(2), 218–222. <http://www.jstor.org/stable/41717194>.

HARMSSEN, B. J. et al. (2011). Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 76(3), 320–324. doi:10.1016/j.mambio.2010.08.007.

CRAIGHEAD, K. A. (2019). A Multi-Scale Analysis of Jaguar (*Panthera onca*) and Puma (*Puma concolor*) Habitat Selection and Conservation in the Narrowest Section of Panama. <https://aura.antioch.edu/etds/474>.

KOTTEK, M. J. et al. WorldMap of Köppen-Geiger Climate Classification updated: Meteorol. Z. Ed 15, p. 259-263, 2006. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130.

KRUUK, H. (1986). Interactions between Felidae and their prey species: a review. In *Cats of the world: biology, conservation, and management*: 333–352. Miller, S. D. & Everett, D. D. (Eds). Washington, DC: National Wildlife Federation.

LAUFER, J.; MICHALSKI, F.; PERES, C. A. (2013). Assessing sampling biases in logging impact studies in tropical forests. In *Tropical Conservation Science* (Vol. 6, Issue 1, pp. 16–34). Mongabay.com e-journal. <https://doi.org/10.1177/19400829130060010>.

LAWS, A. N. (2017). Climate change effects on predator–prey interactions. *Current Opinion in Insect Science*, 23, 28–34. doi:10.1016/j.cois.2017.06.010.

LIMA, T. A. et al. (2020). Spatial patterns of logging-related disturbance events: a multi-scale analysis on forest management units located in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology*. doi:10.1007/s10980-020-01080-y

MACDICKEN, K.G. et al. (2015). Global progress toward sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 352: 47-56. - doi: 10.1016/j.foreco.2015.02.005

MORTON, D. et al. (2013). Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20120163. Doi:<https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0163>

MYERS, N. et al. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*: 403, 6772, 853-858.

NOVACK, A. J. (2003). Impacts of subsistence hunting on the foraging ecology of jaguar and puma in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. MSc thesis, University of Florida

PAILLET, Y. et al. (2010). Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conserv Biol.* 2010 Feb;24(1):101-12. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x. PMID: 20121845.

PERES, C. A.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ZUANON, J.; MICHALSKI, F.; LEES, A. C.; VIEIRA, I. C. G.; MOREIRA, F. M. S.; FEELEY, K. J. (2010). Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation* 143 (2010) 2314–2327. doi: 10.1016/j.biocon.2010.01.021

PETERS, S. L.; MALCOLM, J. R.; ZIMMERMAN, B. L. (2006). Effects of selective logging on bat communities in the southeastern Amazon. *Conserv. Biol.* 20, 1410–1421. <http://www.jstor.org/stable/3879133>.

RABINOWITZ, A. R.; JR, B. G. N. (2009). Ecology and behaviour of the Jaguar (*Panthers onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology*, 210(1), 149–159. doi:10.1111/j.1469-7998.1986.tb03627.x

REIS, L.P. et al., 2013. Efeito da Exploração de Impacto Reduzido em Algumas Espécies de Sapotaceae no Leste da Amazônia. *FLORESTA*, Curitiba, PR, v. 43, n. 3, p. 395 - 406, jul. / set. 2013.

RIPPLE, W. J.; NEWSOME, T. M.; WOLF, C.; DIRZO, R.; EVERATT, K. T.; GALETTI, M.; HAYWARD, M. W.; KERLEY, G. I. H.; LEVI, T.; LINDSEY, P. A.; MACDONALD, D. W.; MALHI, Y.; PAINTER, L. E.; SANDOM, C. J.; TERBORGH, J.; VAN VALKENBURGH, B. (2015). Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* 1: e1400103. doi:10.1126/sciadv.1400103

RIPPLE, W. J.; ESTES, J. A.; BESCHTA, R. L.; WILMERS, C. C.; RITCHIE, E. G.; HEBBLEWHITE, M.; BERGER, J.; ELMHAGEN, B.; LETNIC, M.; NELSON, M. P.; SCHMITZ, O. J.; SMITH, D. W.; WALLACH, A. D.; WIRSING, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343, 1241484. doi:10.1126/science.1241484

SAMEJIMA, H.; ONG, R.; LAGAN, P.; KITAYAMA, K. (2012). Camera-trapping rates of mammals and birds in a Bornean tropical rainforest under sustainable forest management. *Forest Ecology and Management*, 270, 248–256. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.013>

SOARES, J. C. R.; AMARAL, A. O.; DE MOURA R. S.; CERBONCINI, R. A. S.; KLEMANN-JUNIOR, L. (2021). Effects of low-impact logging on understory birds in the Brazilian Amazon. *iForest* 14: 122-126, 2021. doi: 10.3832/ifor3435-014

SWANK, W. G.; TEER, J. G. (1989). Status of the Jaguar-1987. *Oryx* 23: 14-21.

VINHOTE, E. G.; FREITAS, F. C.; AZEVEDO, C. P.; SOUZA, C. R. (2020). Diversity and similarity of species of natural regeneration after logging in commercially managed forest in Central Amazon. *Ci. Fl.*, Santa Maria, v. 30, n. 4, p. 1116-1129, out./dez. 2020 ISSN 1980-5098. doi: <https://doi.org/10.5902/1980509841881>.