



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

DAVID SILVA SOUSA

**Contaminação de antas brasileiras (*Tapirus terrestris*) por partículas plásticas:
ameaça invisível e onipresente**

Belém, 2026

DAVID SILVA SOUSA

**Contaminação de antas brasileiras (*Tapirus terrestris*) por partículas plásticas:
ameaça invisível e onipresente**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de organismos e populações

**Orientadora: Prof^a. Dr^a. Ana Cristina
Mendes-Oliveira**

**Coorientador: Prof. Dr. José Eduardo
Martinelli Filho**

Belém, 2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586c Silva Sousa, David.

Contaminação de antas brasileiras *Tapirus terrestris* por
partículas plásticas: ameaça invisível e onipresente / David Silva
Sousa. — 2026.
47 f.: il. color.

Orientador(a): Prof^ª. Dra. Ana Cristina Mendes de Oliveira
Coorientador(a): Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
Ecologia, Belém, 2026.

1. Polímeros. 2. Anta. 3. Megafauna. 4. Microplásticos. I.
Título.

CDD 574.5222

DAVID SILVA SOUSA

**Contaminação de antas brasileiras (*Tapirus terrestris*) por partículas plásticas:
ameaça invisível e onipresente**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

Prof^ª. Dr^ª. Ana Cristina Mendes Oliveira, Universidade
Federal do Pará, (Presidente)

Prof^ª. Dr^ª. Marcela Guimarães Moreira Lima,
Universidade Federal do Pará

Dr^ª. Emília Patrícia Medici, IPÊ – Instituto de Pesquisas
Ecológicas

Dr. Marcos Felipe Bentes Cansanção Pereira, Universidade Federal Pará

Dr. Leonardo Mario Siqueira Morais, Universidade Federal Pará

Dedico essa dissertação a minha vó Francisca Costa, ao meu avô Nicanor (*in memorian*) e a minha mãe Lucirene (*in memorian*), sem vocês eu não teria conseguido chegar até aqui.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por que até aqui Ele me sustentou, foi o meu suporte durante todos os momentos difíceis dessa trajetória, não teria como conseguir chegar ao fim desse ciclo sem o sustento dele. Minha história foi e está sendo escrita pelo dedo dele.

Agradeço a minha avó que foi quem me sustentou desde criança, é quem tem acreditado grandemente nos meus sonhos, sou muito grato pelos seus conselhos, pelas conversas sábias que me constroem e fazem o meu caráter ser melhor a cada dia, vó, você é minha heroína, obrigado por caminhar comigo, você é o sol que ilumina os meus dias escuros e aquece os dias frios, não conseguiria chegar até aqui sem o seu genuíno amor. Essa conquista é sua.

Dedico esse trabalho ao meu avó Nicanor (*in memorian*), você não está aqui fisicamente, mas te levo no meu coração e nos meus pensamentos, se estou me tornando um homem melhor, é por conta de me espelhar em você, quero chegar a ser pelo menos metade do homem que você foi. Sua força segue comigo, sua coragem também. Te amo muito e onde estiver olhe por mim.

Deixo registrado aqui a minha gratidão a minha mãe Lucirene (*in memorian*), são 10 anos sem a sua presença, continuar sem você foi difícil, mas eu não poderia parar no meio do caminho, sua força e coragem contribuíram para que eu chegasse aqui, sou grato a você por todas as coisas que me ensinou enquanto estive aqui. Tenho saudades dos nossos momentos, não tem como esquecer de todos os cafés da tarde, de nós dividirmos um pão bengala, das risadas, das viagens, de tudo. Te agradeço por existir e ser companheira durante toda sua vida aqui. Eternas saudades.

Agradeço a minha família que acredita em mim e no meu esforço.

Agradeço aos meus amigos de laboratório, em especial a Halícia e Matheus que foram suportes nos dias difíceis, obrigado por me ouvirem e serem suporte durante os dias difíceis no laboratório e em campo, vocês fizeram essa caminhada árdua ser mais agradável, agradeço as conversas e as fofocas que sustentam nossa amizade. Amo muito vocês.

Agradeço aos membros do grupo amigos da Onça, Geo, Ana, André Falcão, Guilherme e Ari, vocês tornaram essa caminhada mais leve, sou grato por todos os momentos que vivemos nessa trajetória, obrigado por serem colo nos dias difíceis.

Agradeço a minha orientadora Dr^a Ana Cristina, que me deu suporte durante essa caminhada, obrigado por cada momento de construção, de conselhos, de abraços e risadas, sobretudo, obrigado por ser mãe científica. Você foi muito importante nessa trajetória, sem sua orientação esse trabalho não seria possível, cada correção e cada conselho foram importantes na construção dessa pesquisa.

Agradeço ao meu orientador Dr José Eduardo Martinelli, que me recebeu de braços abertos em seu laboratório e me deu todo o suporte necessário para que o desenvolvimento desse trabalho fosse possível, mas além disso, agradeço pelas conversas produtivas que me ajudaram a entender a cada dia mais essa pesquisa.

Agradeço a doutoranda Gleyce, que foi um suporte no laboratório, sem sua ajuda não conseguiria sozinho. Amiga, você segurou a minha mão e me ensinou com muito carinho o que fazer para que o trabalho de bancada fosse realizado. Porém mais que isso, obrigado por ser suporte no decorrer dessa trajetória. Você é incrível.

Agradeço a Mayssy que foi uma pessoa importante nessa caminhada, sua ajuda no laboratório foi crucial para chegar aos resultados dessa pesquisa e me desculpa por te fazer tomar um banho de fezes.

Agradeço a Iniciativa Nacional Para Conservação da Anta Brasileira, por ceder amostras de fezes para a realização dessa pesquisa.

Agradeço ao Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados e ao Laboratório de Oceanografia Biológica, onde realizei essa pesquisa.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia por contribuir para a minha formação como cientista.

Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa.

Agradeço a Universidade Federal do Pará, por ser minha segunda casa e por oferecer toda a estrutura necessária para que essa pesquisa pudesse ser feita.

Agradeço a banca examinadora que aceitou avaliar e contribuir para o melhoramento dessa pesquisa.

Por fim agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente para que eu chegasse ao fim desse ciclo, todos foram importantes.

Para que todos vejam, e saibam, e considerem, e
juntamente entendam que a mão do Senhor fez
isto, e o Santo de Israel o criou.

Isaías 41:20

Contaminação de antas brasileiras (*Tapirus terrestris*) por partículas plásticas: ameaça invisível e onipresente

RESUMO

A poluição plástica tem atingido níveis extremos de contaminação, em decorrência do uso exacerbado desses materiais, combinado ao crescimento de atividades antrópicas e ao descarte irregular. As partículas plásticas se tornaram preocupantes para a biodiversidade, pois, quando presentes nos ambientes, entram em contato com organismos por ingestão, inalação e contato dérmico. Essas interações com microplásticos podem causar efeitos nocivos à saúde dos animais. Neste trabalho, investigamos a contaminação da espécie *Tapirus terrestris* por partículas plásticas, em contextos de paisagens degradadas por diferentes tipos de uso da terra, por meio da análise de amostras fecais coletadas em sítios na Amazônia, no Pantanal e no Cerrado. Utilizamos métodos padronizados para o tratamento das amostras e a análise de microplásticos em laboratório. Cerca de 77% das amostras fecais estavam contaminadas, e a média de contaminação foi de $1,12 \pm 8,68$ MPs/g de fezes em peso seco. As amostras coletadas na Amazônia apresentaram maior contaminação ($2,6 \pm 2,9$ MPs/g), seguidas pelo Cerrado ($1,5 \pm 2,3$ MPs/g) e pelo Pantanal ($1,25 \pm 0,5$ MPs/g). Em todas as paisagens amostradas, observou-se a presença de microplásticos nas fezes das antas, sem diferenças nos níveis de contaminação entre os diferentes usos do solo. A fibra foi a forma mais abundante nas amostras. Nossos resultados demonstram o caráter onipresente da contaminação plástica da anta brasileira em diferentes biomas brasileiros. Os altos índices de contaminação por microplásticos das amostras, reforçam o potencial da espécie como sentinela deste tipo de poluição em ambientes naturais.

Palavras-chaves: Amazônia, Pantanal, Cerrado, uso do solo, amostras fecais, contaminação plástica

Contaminação de antas brasileiras (*Tapirus terrestris*) por partículas plásticas: ameaça invisível e onipresente

ABSTRACT

Plastic pollution has reached extreme levels of environmental contamination due to excessive plastic use, expanding anthropogenic activities, and improper waste disposal. Plastic particles have become a major concern for biodiversity, as they interact with organisms through ingestion, inhalation, and dermal contact once present in the environment. Exposure to microplastics may result in adverse health effects in wildlife. In this study, we investigated plastic contamination in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) across landscapes degraded by different land-use types. Fecal samples were collected from sites within the Amazon, Pantanal, and Cerrado biomes in Brazil. Standardized laboratory protocols were applied for sample processing and microplastic identification. Approximately 77% of fecal samples were contaminated, with a mean concentration of 1.12 ± 8.68 microplastics (MPs) per gram of dry feces. Samples from the Amazon showed the highest levels of contamination (2.6 ± 2.9 MPs/g), followed by the Cerrado (1.5 ± 2.3 MPs/g) and the Pantanal (1.25 ± 0.5 MPs/g). Microplastics were detected in fecal samples from all landscapes surveyed, with no significant differences in contamination levels among land-use categories. Fibers were the predominant particle type across samples. Our findings demonstrate the pervasive nature of plastic contamination in native habitats used by lowland tapirs in Brazil. The high prevalence of microplastics underscores the potential of using tapirs as a sentinel species for monitoring plastic pollution in Brazilian terrestrial ecosystems.

Keywords: Amazon; Pantanal; Cerrado; land use; fecal samples; plastic contamination.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
1. INTRODUÇÃO	20
2. MATERIAL E MÉTODOS	22
2.1 Área de estudo	22
2.2 Desenho amostral	23
2.3 Coleta de amostras.....	24
2.5 Controle de qualidade.....	25
2.6 Coleta de variáveis ambientais e caracterização da paisagem.....	26
2.7 Análise de dados	26
3. RESULTADOS	28
4. DISCUSSÃO	32
6. Anexos	47

INTRODUÇÃO GERAL

A produção de plástico em larga escala tornou-se um grande problema para o meio ambiente. O baixo custo e a versatilidade desse material garantem seu uso excessivo, mas a má gestão desses resíduos acaba afetando diretamente a biodiversidade, especialmente pelo descarte inadequado no ambiente (Barnes et al., 2009). Os organismos podem interagir com microplásticas por meio da inalação, ingestão e emaranhamento, e essa interação pode causar efeitos deletérios, como afetar a reprodução, atuar como disruptores endócrinos e estressores oxidativos (Lusher, McHugh e Thompson, 2013; Rochman, 2015; Maria et al., 2024; Bilal et al., 2023; Tyc et al., 2025; Tang, 2025; Ullah et al., 2025).

A degradação do plástico em partículas menores potencializa a contaminação dos ambientes naturais (Dey et al., 2024; Pereira et al., 2025). Os chamados microplásticos, aqueles menores que 5mm, são classificados em duas categorias: os primários, produzidos para fins industriais cosméticos ou farmacêuticos, e os secundários, resultantes da quebra de plásticos maiores, por exemplo as fibras e os fragmentos (Da Costa et al., 2016; Gigault et al., 2016; Fendall et al., 2018; Gregory et al., 1996; Lambert e Wagner, 2016). Quando disponíveis no ambiente, essas micropartículas podem provocar perturbações ecológicas, interferindo na saúde humana e da vida silvestre, principalmente por meio da ingestão, uma das principais vias de contaminação dos organismos (Baho, Bundschuh e Futter, 2021; Sucharitakul et al., 2024).

Pesquisas sobre poluição plástica tiveram início no ambiente marinho, porém o ambiente terrestre é um sumidouro de poluição plástica, e o mar recebe cerca de 80% desses plásticos (Qiu et al., 2020; Li et al., 2016). A precarização do saneamento nos centros urbanos contribui para a deposição de microplásticos em ambientes aquáticos (Morais et al., 2024). As fontes de emissão de partículas nos ecossistemas terrestres são inúmeras, sendo que os plásticos de uso único são uma das principais vias de contaminação, seguida pelo uso de filmes de cobertura vegetal agrícola, lodo de esgoto e águas residuais (Jambeck et al., 2015; Geyer et al., 2017; Ryberg et al., 2019; Ren et al., 2021; Harley-Nyang et al., 2022).

Destacam-se atividades que demandam a retirada de cobertura vegetal, que, mesmo em áreas remotas, geram contaminação, especialmente pela infraestrutura montada para a realização das atividades ou mesmo pela execução das atividades em si

(Malizia e Monmany-Garzia, 2019). A agricultura também é uma fonte relevante de microplásticos para os sistemas terrestres. Nizzetto et al. (2016) estimaram cerca de 300.000 toneladas de microplásticos em terras agrícolas. Essas partículas são consideradas onipresentes e foram encontradas tanto em ambientes de alta densidade populacional quanto em ambientes remotos (Bergmann et al., 2022; Convey et al., 2002). A partir do descarte inadequado de resíduos plásticos em áreas remotas, a fauna silvestre terrestre pode interagir com esses resíduos (Ayala et al., 2023; Gamarra-Toledo et al., 2023). A ingestão dessas partículas pode ocasionar efeitos tóxicos, especialmente sobre o sistema reprodutivo dos organismos (Xie et al., 2020; Hou et al., 2021).

As investigações sobre a contaminação por partículas plásticas em seres vivos se intensificaram a partir de 2010, apesar da publicação de alguns artigos importantes antes disso (Barnes et al., 2009; Cadée, 2002; Takahashi et al., 1999; Carpenter et al., 1972). Inicialmente, os estudos se concentraram nos processos de contaminação em ecossistemas aquáticos (Cole et al., 2011; Auta e Fauziah, 2017), demonstrando, por exemplo, a ingestão de plástico por peixes, devido à proximidade dos corpos d'água a centros urbanos (Silva-Cavalcanti et al., 2016; Andrade et al., 2019).

Recentemente, a contaminação plástica por organismos terrestres também tem sido investigada, incluindo morcegos (Correia et al., 2023), aves (Lopes et al., 2024), anfíbios (Souza-Ferreira et al., 2025), pequenos mamíferos (Facure e Nascimento, 2011; Thrift et al., 2021) e carnívoros (Jankowiak et al., 2016; Zúñiga et al., 2022). Estes estudos demonstram como as pressões antropogênicas têm aumentado a poluição plástica em ecossistemas nativos provocando a contaminação de animais silvestres (de Souza Machado et al., 2018; Rodríguez-Seijo e Pereira, 2020).

Mamíferos terrestres já estão contaminados por partículas plásticas, e essa contaminação, tanto em pequenos quanto em grandes mamíferos, ocorre por ingestão (Thrift et al., 2021; Katlam et al., 2022). Os mamíferos representam um grupo importante no estudo da contaminação por poluentes (Basu e Head, 2010; Veltman et al., 2007). Este grupo é composto por espécies que participam de todos os níveis tróficos (Lacher Jr et al., 2019) e são considerados sentinelas de qualidade ambiental (Basu et al., 2007). Além disso, apresentam fisiologia complexa, o que pode ajudar a demonstrar, com mais profundidade, os efeitos de exposições crônicas e de longo prazo (Thalken et al., 1983; Verma et al., 2014; Rebuzzini et al., 2022), fornecendo informações essenciais sobre a qualidade ambiental e os riscos ecológicos associados à poluição em ecossistemas terrestres (Mori et al., 2025; Samuel et al., 2023).

A anta brasileira (*Tapirus terrestris*), é o maior mamífero terrestre da América do Sul e desempenha um papel ecológico crucial nos ecossistemas neotropicais desta região (Lessa e Fariña, 1996; Tonni et al., 2003). Este animal é classificado pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas como Vulnerável à Extinção (IUCN, 2019), especialmente em função das ameaças antrópicas que comprometem sua sobrevivência (Medici e Desbiez, 2012; Medici et al., 2018). Por ser um animal estritamente herbívoro e de grande biomassa, sua dieta vai de folhas a frutos, consumindo grandes quantidades desses alimentos. Sua distribuição é ampla na América do Sul e, no Brasil, a espécie ocorre em cinco biomas: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal (Tobler et al., 2010; Bizerril et al., 2005). Essas características tornam a anta brasileira um importante modelo de estudo para compreender como a poluição plástica pode afetar animais silvestres em seu ambiente natural (Pérez-Flores et al., 2024).

Este trabalho teve como objetivo principal, investigar se o uso do solo e atividades antrópicas em três biomas brasileiros causam a contaminação da anta brasileira por partículas plásticas. Para tanto, avaliamos amostras de fezes deste animal como indicadores da interação da espécie com a poluição plástica em diferentes paisagens da Amazônia, Pantanal e Cerrado.

REFERÊNCIAS (introdução geral)

- Ayala, F., Zeta-Flores, M., Ramos-Baldarrago, S., Tume-Ruiz, J., Rangel-Vega, A., Reyes, E., ... & Cardenas-Alayza, S. (2023). Terrestrial mammals of the Americas and their interactions with plastic waste. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(20), 57759-57770. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26617-x>
- Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 1985-1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Baho, D. L., Bundschuh, M., & Futter, M. N. (2021). Microplastics in terrestrial ecosystems: Moving beyond the state of the art to minimize the risk of ecological surprise. *Global Change Biology*, 27(17), 3969-3986. <https://doi.org/10.1111/gcb.15724>
- Basu, N., & Head, J. (2010). Mammalian wildlife as complementary models in environmental neurotoxicology. *Neurotoxicology and Teratology*, 32(1), 114-119. <https://doi.org/10.1016/j.ntt.2008.12.005>
- Basu, N., Scheuhammer, A. M., Bursian, S. J., Elliott, J., Rouvinen-Watt, K., & Chan, H. M. (2007). Mink as a sentinel species in environmental health. *Environmental Research*, 103(1), 130-144. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.04.005>
- Bilal, M., Ul Hassan, H., Taj, M., Rafiq, N., Nabi, G., Ali, A., ... & Arai, T. (2023). Biological magnification of microplastics: A look at the induced reproductive toxicity from simple invertebrates to complex vertebrates. *Water*, 15(15), 2831. <https://doi.org/10.3390/w15152831>
- Cadée, G. C. (2002). Seabirds and floating plastic debris. *Marine pollution bulletin*, 44(11), 1294-1295. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00264-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00264-3)
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., & Peck, B. B. (1972). Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 178(4062), 749-750. DOI: [10.1126/science.178.4062.749](https://doi.org/10.1126/science.178.4062.749).
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental science & technology*, 47(12), 6646-6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
- Convey, P., Barnes, D., & Morton, A. (2002). Debris accumulation on oceanic island shores of the Scotia Arc, Antarctica. *Polar Biology*, 25(8), 612-617. DOI [10.1007/s00300-002-0391-x](https://doi.org/10.1007/s00300-002-0391-x)
- Da Costa, J. P., Santos, P. S., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2016). (Nano) plastics in the environment—sources, fates and effects. *Science of the total environment*, 566, 15-26. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.041>
- Dey, S., Veerendra, G. T. N., Babu, P. A., Manoj, A. P., & Nagarjuna, K. (2024). Degradation of plastics waste and its effects on biological ecosystems: A scientific analysis and comprehensive review. *Biomedical Materials & Devices*, 2(1), 70-112. <https://doi.org/10.1007/s44174-023-00085-w>

- Facure, K. G., & do Nascimento Ramos, V. (2011). Food habits of the thick-tailed opossum *Lutreolina crassicaudata* (Didelphimorphia, Didelphidae) in two urban areas of southeastern Brazil. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 76(2), 234. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.06.005>
- Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine pollution bulletin*, 58(8), 1225-1228. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- Flesher, K. M., & Medici, E. P. (2022). The distribution and conservation status of *Tapirus terrestris* in the South American Atlantic Forest. *Neotropical Biology and Conservation*, 17(1), 1-19. Doi: 10.3897/neotropical.17.e71867
- Gamarra-Toledo, V., Plaza, P. I., Peña, Y. A., Bermejo, P. A., López, J., Cano, G. L., ... & Lambertucci, S. A. (2023). High incidence of plastic debris in Andean condors from remote areas: Evidence for marine-terrestrial trophic transfer. *Environmental Pollution*, 317, 120742. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120742>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Gigault, J., Ter Halle, A., Baudrimont, M., Pascal, P. Y., Gauffre, F., Phi, T. L., ... & Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic?. *Environmental pollution*, 235, 1030-1034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>
- Gregory, M. R. (1996). Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine pollution bulletin*, 32(12), 867-871. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(96\)00047-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(96)00047-1)
- Harley-Nyang, D., Memon, F. A., Jones, N., & Galloway, T. (2022). Investigation and analysis of microplastics in sewage sludge and biosolids: A case study from one wastewater treatment works in the UK. *Science of the Total Environment*, 823, 153735. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153735>
- Hou, J., Lei, Z., Cui, L., Hou, Y., Yang, L., An, R., ... & Zhang, L. (2021). Polystyrene microplastics lead to pyroptosis and apoptosis of ovarian granulosa cells via NLRP3/Caspase-1 signaling pathway in rats. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 212, 112012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112012>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., ... & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jankowiak, Ł., Malecha, A. W., & Krawczyk, A. J. (2016). Garbage in the diet of carnivores in an agricultural area. *European Journal of Ecology*, 2(1), 81-86. <https://doi.org/10.1515/eje-2016-0009>
- Katlam, G., Prasad, S., Pande, A., & Ramchiary, N. (2022). Plastic ingestion in Asian elephants in the forested landscapes of Uttarakhand, India. *Journal for Nature Conservation*, 68, 126196. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126196>

- Lambert, S., & Wagner, M. (2016). Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 145, 265. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078>
- Lacher Jr, T. E., Davidson, A. D., Fleming, T. H., Gómez-Ruiz, E. P., McCracken, G. F., Owen-Smith, N., ... & Vander Wall, S. B. (2019). The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, 100(3), 942-964. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy183>
- Lessa, E. P., & Farina, R. A. (1996). Reassessment of extinction patterns among the late Pleistocene mammals of South America. *Palaeontology*, 39(3), 651-662.
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the total environment*, 566, 333-349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Lopes, A. C., Kuznetsova, M., Ferreira, A. T. S., Wetter, N. U., Giarrizzo, T., & Martinelli Filho, J. E. (2024). Blue nests: The use of plastics in the nests of the crested oropendola (*Psarocolius decumanus*) on the Brazilian Amazon coast. *Marine Pollution Bulletin*, 205, 116695. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116695>
- Lusher, A. L., Mchugh, M., & Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine pollution bulletin*, 67(1-2), 94-99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
- Malizia, A., & Monmany-Garzia, A. C. (2019). Terrestrial ecologists should stop ignoring plastic pollution in the Anthropocene time. *Science of the Total Environment*, 668, 1025-1029. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.044>
- Maria, V. L., Santos, J., Prodana, M., Cardoso, D. N., Morgado, R. G., Amorim, M. J. B., & Barreto, A. (2024). Toxicity mechanisms of plastic nanoparticles in three terrestrial species: antioxidant system imbalance and neurotoxicity. *Nanotoxicology*, 18(3), 299-313. <https://doi.org/10.1080/17435390.2024.2358781>
- Medici EP, Desbiez ALJ (2012) Population viability analysis: Using a modeling tool to assess the viability of tapir populations in fragmented landscapes. *Integrative Zoology* 7(4): 356-372. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00318.x>
- Morais, L. M. S., dos Santos Queiroz, A. F., de Brito, B. K. F., Fenzl, N., de Oliveira Soares, M., Giarrizzo, T., & Martinelli Filho, J. E. (2024). Microplastics in the Amazon biome: State of the art and future priorities. *Heliyon*, 10(7). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28851>
- Mori, E., Di Lorenzo, T., Viviano, A., Jakovljević, T., Marra, E., Moura, B. B., ... & Paoletti, E. (2025). Under pressure: Environmental stressors in urban ecosystems and their ecological and social consequences on biodiversity and Human Well-Being. *Stresses*, 5(4), 66. <https://doi.org/10.3390/stresses5040066>
- Nizzetto, L., Langaas, S., & Futter, M. (2016). Pollution: do microplastics spill on to farm soils?. *Nature*, 537(7621), 488-488. <https://doi.org/10.1038/537488b>

- Perezil, M. X. A., Rodrigues, F. H. G., & Hass, A. (2005). Fruit consumption and seed dispersal of *Dimorphandra mollis* Benth. (Leguminosae) by the lowland tapir in the Cerrado of Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65, 407-413. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000300005>
- Pérez-Flores, J., Borges-Ramírez, M. M., Vargas-Contreras, J. A., & Rendón-von Osten, J. (2024). Inter-annual variation in the microplastics abundance in feces of the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) from the Selva Maya, México. *Science of The Total Environment*, 941, 173659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173659>
- Qiu, R., Song, Y., Zhang, X., Xie, B., & He, D. (2020). Microplastics in urban environments: sources, pathways, and distribution. In *Microplastics in terrestrial environments: emerging contaminants and major challenges* (pp. 41-61). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_5
- Rochman, C. M. (2015). The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. In *Marine anthropogenic litter* (pp. 117-140). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_5
- Rebuzzini, P., Fabozzi, G., Cimadomo, D., Ubaldi, F. M., Rienzi, L., Zuccotti, M., & Garagna, S. (2022). Multi-and transgenerational effects of environmental toxicants on mammalian reproduction. *Cells*, 11(19), 3163. <https://doi.org/10.3390/cells11193163>
- Ren, S. Y., Kong, S. F., & Ni, H. G. (2021). Contribution of mulch film to microplastics in agricultural soil and surface water in China. *Environmental Pollution*, 291, 118227. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118227>
- Rodríguez-Seijo, A., & Pereira, R. (2020). Small plastic wastes in soils: what is our real perception of the problem?. In *Mare Plasticum-The Plastic Sea: Combatting Plastic Pollution Through Science and Art* (pp. 187-209). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-38945-1_9
- Ryberg, M. W., Hauschild, M. Z., Wang, F., Averous-Monnery, S., & Laurent, A. (2019). Global environmental losses of plastics across their value chains. *Resources, Conservation and Recycling*, 151, 104459. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104459>
- Samuel, P. O., Edo, G. I., Oloni, G. O., Ugbune, U., Ezekiel, G. O., Essaghah, A. E. A., & Agbo, J. J. (2023). Effects of chemical contaminants on the ecology and evolution of organisms a review. *Chemistry and Ecology*, 39(10), 1071-1107. <https://doi.org/10.1080/02757540.2023.2284158>
- Sucharitakul, P., Wu, W. M., Zhang, Y., Peng, B. Y., Gao, J., Wang, L., & Hou, D. (2024). Exposure pathways and toxicity of microplastics in terrestrial insects. *Environmental Science & Technology*, 58(27), 11887-11900. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c02842>
- Tang, K. H. D. (2025). Combined toxicity of microplastics and antimicrobials on animals: A review. *Antibiotics*, 14(9), 896. <https://doi.org/10.3390/antibiotics14090896>
- Takahashi, S., Mukai, H., Tanabe, S., Sakayama, K., Miyazaki, T., & Masuno, H. (1999). Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic

products. *Environmental Pollution*, 106(2), 213-218. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00068-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00068-8)

Tobler, M. W., Janovec, J. P., & Cornejo, F. (2010). Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir *Tapirus terrestris* in the Peruvian Amazon. *Biotropica*, 42(2), 215-222. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00549.x>

Tonni, E. P., Cione, A. L., & Soibelzon, L. H. (2003). The broken zig-zag: Late Cenozoic large mammal and tortoise extinction in South America. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 5. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/5371>

Tyc, H. J., Kłodnicka, K., Teresińska, B., Karpiński, R., Flieger, J., & Baj, J. (2025). Micro-and Nanoplastics as Disruptors of the Endocrine System—A Review of the Threats and Consequences Associated with Plastic Exposure. *International Journal of Molecular Sciences*, 26(13), 6156. <https://doi.org/10.3390/ijms26136156>

Ullah, F., Wang, P. Y., Saqib, S., Zhao, L., Ashraf, M., Khan, A., ... & Xiong, Y. C. (2025). Toxicological complexity of microplastics in terrestrial ecosystems. *Iscience*, 28(2). <https://doi.org/10.1016/j.isci.2025.111879>

Thalken, C. E., & Young, A. L. (1983). Long-term field studies of a rodent population continuously exposed to TCDD. In *Human and environmental risks of chlorinated dioxins and related compounds* (pp. 357-372). Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-3599-3_24

Thrift, E., Porter, A., Galloway, T. S., Coomber, F. G., & Mathews, F. (2022). Ingestion of plastics by terrestrial small mammals. *Science of the Total Environment*, 842, 156679. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156679>

Veltman, K., Huijbregts, M. A., Hamers, T., Wijnhoven, S., & Hendriks, A. J. (2007). Cadmium accumulation in herbivorous and carnivorous small mammals: Meta-analysis of field data and validation of the bioaccumulation model optimal modeling for ecotoxicological applications. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(7), 1488-1496. <https://doi.org/10.1897/06-518R.1>

Verma, V., Qiming, J. Y., & Connell, D. W. (2014). Evaluation of effects of long term exposure on lethal toxicity with mammals. *Environmental pollution*, 185, 234-239. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.001>

Xie, X., Deng, T., Duan, J., Xie, J., Yuan, J., & Chen, M. (2020). Exposure to polystyrene microplastics causes reproductive toxicity through oxidative stress and activation of the p38 MAPK signaling pathway. *Ecotoxicology and environmental safety*, 190, 110133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110133>

Zúñiga, A. H., Rau, J. R., Sandoval, R., & Fuenzalida, V. (2022). Landscape use and food habits of the chilla fox (*Lycalopex griseus*, Gray) and domestic dog (*Canis lupus familiaris*) in a peri-urban environment of south-central Chile. *Folia Oecologica*, 49(2), <https://doi.org/10.2478/foecol-2022-0018>

Contaminação de antas brasileiras (*Tapirus terrestris*) por partículas plásticas: ameaça invisível e onipresente

^a^bDavid Silva Sousa et al.

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Pará.

^b Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados, Universidade Federal do Pará.

1. INTRODUÇÃO

As modificações de uso do solo decorrentes de atividades antropogênicas estão diretamente relacionados à propagação da poluição plástica em ecossistemas naturais (McCormick et al., 2016; Peters e Bratton, 2016). Especialmente, o descarte inadequado de efluentes domésticos diretamente nos corpos d'água tem grande participação nesta contaminação (Imhof et al., 2013; He et al., 2024). Mas tanto ambientes aquáticos quanto terrestres são grandes sumidouros de microplásticos provenientes de diversas fontes, incluindo águas residuais, resíduos sólidos, lodo de esgoto para fertilização agrícola, insumos utilizados na agropecuária e degradação de pneus e automóveis (Kole et al., 2017; Weithmann et al., 2018; Wang et al., 2022). Somente no Brasil, a produção de plástico atingiu, em 2023, a marca de 7 milhões de toneladas, sendo altamente consumido em diversos setores da economia, como construção civil, agricultura e indústria automobilística (ABIPLAST, 2024). Atualmente, o plástico é considerado um objeto onipresente nos ecossistemas naturais, incluindo os solos, a água e o ar (Wright et al., 2020; Pojar et al., 2021; Grause et al., 2022), encontrado desde ambientes urbanos até os mais remotos, como nas geleiras do Ártico (Rochman et al., 2015; Bergmann et al., 2022).

O desmatamento, impulsionado por atividades como a agricultura, a mineração e o corte seletivo de árvores, expõe o solo à erosão e favorece a contaminação por partículas plásticas (Horton et al., 2017). A agricultura em larga escala, por exemplo, faz uso de grandes quantidades de insumos que são fontes secundárias de emissão de plástico, como termoplásticos usados para controlar a temperatura e a umidade nas plantações, lodo de esgoto maltratado para fertilização de terras aráveis, fertilizantes e pesticidas revestidos com embalagens plásticas e revestimentos de sementes com polímeros para controle de germinação. Todos estes materiais, quando expostos à luz solar, se fragmentam e são difundidos no ambiente (Nizzetto et al., 2016; Clayton et al., 2004; Cieřlik et al., 2015; Willén et al., 2017; Magnusson e Norén, 2014; Mintenig et al., 2017).

A ingestão é uma das principais vias de contaminação da fauna silvestre por resíduos plásticos, que muitas vezes são confundidos com itens alimentares devido à sua cor e forma (Cole et al., 2013; de Sá et al., 2015). Quando ingerido, o plástico pode acumular no sistema gastrointestinal do indivíduo, provocando obstrução (Furness, 1985), ou promover fissuras nas vilosidades mucosas, interferindo na absorção de nutrientes (Greven et al., 2016). Além disso, as partículas podem interagir com aditivos químicos e patógenos presentes no ambiente, atuando como desregulador endócrino (Wagner e Lambert, 2018). Adicionalmente, a contaminação crônica por partículas plásticas pode afetar a aptidão das espécies, em particular a capacidade de forrageamento e potencial reprodutivo (Lei et al., 2018; Jung et al., 2020).

Considerando a fauna suscetível a esta contaminação, os mamíferos herbívoros podem ser importantes modelos de estudo. Este grupo da fauna desempenha papéis cruciais na manutenção e regeneração de ecossistemas florestais, além de sofrerem impactos diretos da poluição de ambientes naturais (Sinclair, 2003; Vilar et al., 2021). Os herbívoros podem ser contaminados principalmente pela dinâmica alimentar, uma vez que os alimentos de sua dieta podem ser afetados por partículas plásticas carregadas pelas chuvas (Abbasi, 2021) ou pelo ar (Liu et al., 2019; Parashar e Hait, 2023). Geralmente, tais partículas são oriundas de fontes distantes (Zylstra, 2013) e, ao chegar aos ambientes naturais, podem ser absorvidas pelas raízes das plantas e levadas até os brotos e plântulas (Kim et al., 2022), um dos componentes da dieta deste grupo.

Entre os grandes herbívoros, destacamos a anta brasileira (*Tapirus terrestris*), considerada uma espécie-chave para os serviços ecossistêmicos nas florestas tropicais (Lessa e Fariña, 1996; Tonni et al., 2003). As antas são conhecidas popularmente como *jardineiras da floresta*, pois consomem grandes quantidades de material vegetal – particularmente frutos – e depositam bolos fecais repletos de sementes em pontos específicos, contribuindo significativamente para a diversidade e estrutura da floresta (Fragoso, 1997; Fragoso e Huffman, 2000; Taber et al., 2008).

A biologia da anta deve ser levada em consideração para entender sua relação com a contaminação plástica. A grande quantidade de biomassa ingerida diariamente pelas antas (Chalukian et al., 2013), aumenta as chances de ingestão acidental de partículas plásticas. A distribuição geográfica ampla (Brooks et al., 1997; Taber et al., 2008), possibilita a comparação de níveis de contaminação em diferentes ambientes. Além disso, seu papel ecológico como grande dispersora de sementes (Tobler et al., 2010) sugere um

potencial de transporte de partículas plásticas entre os ambientes. Por fim, é importante mencionar também a relativa facilidade de coleta de fezes deste animal, sem necessidade de métodos invasivos (Pérez-Flores et al., 2024).

Neste estudo, investigamos os efeitos do uso do solo e de variáveis antropogênicas sobre a intensidade de contaminação por partículas plásticas em fezes de antas em diferentes biomas brasileiros. Respondemos às seguintes questões: (i) Qual é a incidência de contaminação por partículas plásticas em antas brasileiras? (ii) Qual (is) morfotipos plásticos são mais abundantes nas fezes de anta brasileira? (iii) Qual (is) uso (s) do solo e variáveis antropogênicas têm sido mais importantes para a contaminação por resíduos plásticos na anta brasileira? Para responder estas perguntas, realizamos análises de amostras fecais coletadas em sítios distintos, visando compreender a relação entre os níveis de degradação ambiental e a exposição da espécie à poluição plástica, contribuindo para o entendimento dos impactos da poluição plástica sobre a ecologia e a conservação dessa espécie.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Nosso estudo foi conduzido em três biomas brasileiros: Amazônia, Pantanal e Cerrado (Figura 1). A maior parte dos sítios de amostragem localiza-se em contextos de alta degradação ambiental. O sítio 1 é uma área de mineração de bauxita da Empresa Hydro MPSA, no Município de Paragominas, Pará; o sítio 2 é a Fazenda Rio Capim, onde é desenvolvido a atividade de exploração madeireira de baixo impacto, no Município de Paragominas, Pará; o sítio 3 é a Floresta Nacional de Carajás, administrada pelo ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, que inclui áreas de extração de ferro da Empresa Vale, Município de Parauapebas, Pará; o sítio 4 é a Fazenda Tanguro, no Município de Querência, Mato Grosso, onde é desenvolvida a agricultura em larga escala, particularmente soja, milho e algodão; o sítio 5 é a Fazenda Baía das Pedras no Pantanal da Nhecolândia, Município de Aquidauana, Mato Grosso do Sul, onde é realizada a atividade de pecuária extensiva nos moldes tradicionais pantaneiros; o sítio 6 inclui zonas urbanas e periurbanas do Município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, no domínio do bioma Cerrado; e o sítio 7 é a Fazenda Santa Sofia, que também envolve atividade de criação extensiva de gado, no Município de Aquidauana, Mato Grosso do Sul.

Na Amazônia, as coletas foram realizadas em áreas com influência de atividades antrópicas, como a mineração, a exploração madeireira, agricultura em larga escala e plantação de monocultura de dendê, especialmente no estado do Pará (Figura 1). Para o Cerrado e Pantanal as coletas foram realizadas em áreas com influência de criação extensiva de gado, produção agrícola e próximo a áreas urbanas. Algumas das amostras foram extraídas diretamente do animal, em virtude de acidentes com automóveis em rodovias.

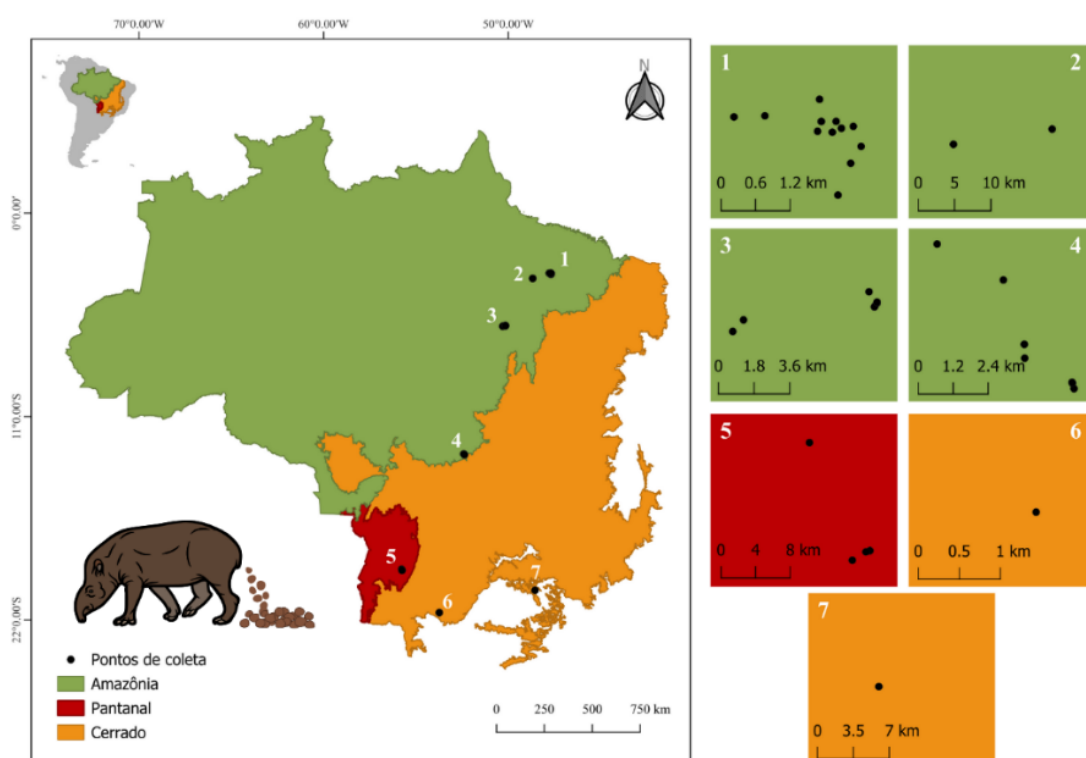


Figura 1. Mapa de localização das áreas onde as amostras de fezes foram coletadas em três biomas brasileiros: Amazônia (verde), Pantanal (vermelho), e Cerrado (laranja). À direita da figura estão representados os 7 sítios amostrais, com seus respectivos pontos de amostragem.

2.2 Desenho amostral

As coletas das amostras fecais ocorreram entre os anos de 2022 e 2024 durante as campanhas de campo do grupo de estudos de mamíferos amazônicos do Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados (LABEV) da UFPA e da equipe de pesquisadores da

Iniciativa Nacional para a Conservação da Anta Brasileira (INCAB) – Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ).

Ao todo coletamos 41 amostras fecais ao longo de três anos. Para cada um dos 7 sítios de coleta, selecionamos os pontos de amostras fecais mais equidistantes e estabelecemos um buffer com aproximadamente 10 km², com 1,8 km de raio, este buffer foi considerado como uma paisagem e como uma amostra independente. Definimos a área do buffer com base no tamanho médio da área de vida das antas (Medici et al., 2022) e, para cada uma das paisagens independentes, utilizamos de 1 a 4 amostras de fezes. As amostras localizadas na área de sobreposição entre dois buffers não foram consideradas para a análise de paisagem, apenas para análises estatisticamente descritivas das incidências de partículas plásticas. Para a análise de paisagem, nossa variável resposta foi a média de contaminação das amostras de fezes de cada buffer.

2.3 Coleta de amostras

Realizamos as coletas de amostras com o uso de pá de aço inox sem tinta, abrindo as bolotas fecais de forma a evitar a superfície das fezes, onde pode haver contaminação externa por partículas provenientes do ar sobre elas (Figura 2). Colocamos as amostras em recipientes de vidro, previamente lavados com água filtrada em laboratório e revestidos com papel alumínio para evitar contaminação externa.

2.4 Digestão, filtração e classificação das amostras

As análises laboratoriais foram adaptadas a partir de estudos com outros táxons e objetivos semelhantes aos nossos (Thrift et al., 2021; Beriot et al., 2021; Wu et al., 2021). Para o processamento das fezes (Figura 2), utilizamos toda a amostra fecal para determinar o peso úmido. Posteriormente, armazenamos em Becker de vidro e levamos à estufa por 24 horas para secagem e obtenção do peso seco. Aplicamos duas etapas de digestão química da matéria orgânica das amostras, por meio da adição de 250 ml de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) a 30% e levamos à estufa, a 45°C, por 48 horas, com agitação periódica para homogeneização. Após a segunda etapa de digestão das amostras, o material sólido (folhas e galhos) foi lavado com água ultrapura e filtrado em malha de aço inoxidável de 45 µm. A solução foi filtrada com um filtro de fibra de vidro de porosidade de 1,2 µm, utilizando um sistema a vácuo para a separação das partículas plásticas, disposto dentro de um sistema de *air still box*.

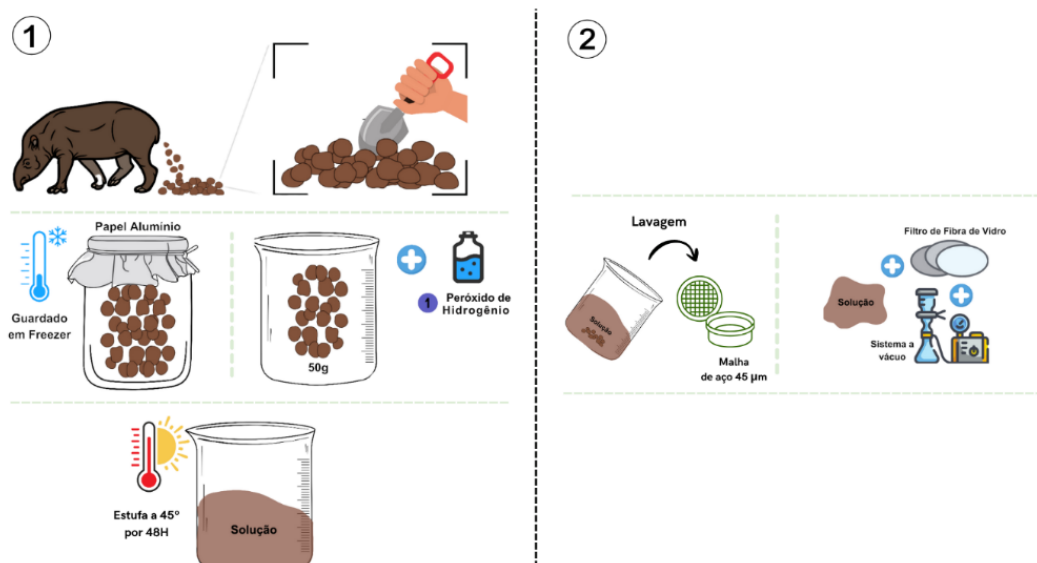


Figura 2. Esquema de coleta de amostras fecais no campo e de processamento dessas amostras em laboratório.

Os filtros contendo as partículas foram observados em microscópio estereoscópio. Esta etapa consistiu em visualizar os filtros para a classificação das partículas plásticas. Seguimos os protocolos estabelecidos pela UNEP (2020), nos quais as partículas plásticas são contadas, medidas e classificadas quanto ao tipo (fragmentos, fibras, esférulas e filmes), cor, forma e tamanho.

2.5 Controle de qualidade

Para minimizar as chances de contaminação das amostras, no momento da coleta colocamos um frasco de vidro (branco) próximo ao ponto de coleta (branco), para que partículas suspensas no ar fossem depositadas e, posteriormente, fossem realizados testes para identificar o tipo de polímero presente no ambiente e, desse modo, desconsiderar possíveis partículas que contaminem as amostras.

Em laboratório, adotamos o uso de jaleco 100% algodão. As vidrarias foram previamente lavadas com água filtrada; do mesmo modo, os reagentes que utilizaremos para a digestão das amostras foram todos filtrados por meio de malha de 20 µm e depositados em potes de vidro. A sala utilizada para a realização da filtração é isolada e tem fluxo de pessoas limitado. Os demais passos para garantir o controle de qualidade foram seguidos conforme sugerido por Prata et al. (2021). Ressaltamos que, a partir das análises das amostras de controle em campo, as partículas semelhantes em forma, cor e tamanho encontradas nas amostras fecais foram desconsideradas, uma vez que

provavelmente indicaram contaminação cruzada em etapas de campo ou mesmo no processamento das amostras (Anexo I).

A confirmação polimérica, via RAMAN, das partículas está em andamento. Desta forma, não houve tempo hábil para incluir estes resultados nessa dissertação, mas serão incluídos no artigo para publicação.

Para garantir o controle de qualidade das coletas, adaptamos e seguimos alguns passos estabelecidos por Prata et al. (2021), bem como métodos de digestão de outras pesquisas com fezes de mamíferos silvestres, que sugeriram o uso de diferentes reagentes para a recuperação de partículas plásticas (Thrift et al., 2021; Beriot et al., 2021; Wu et al., 2021).

2.6 Coleta de variáveis ambientais e caracterização da paisagem

A fim de avaliar a influência dos diferentes ambientes sobre a quantidade de contaminação por partículas plásticas ingeridas pelas antas, extraímos sete métricas de paisagem e porcentagens de uso e cobertura do solo. Para a extração das porcentagens de uso e cobertura do solo, utilizamos os buffers definidos como nossa unidade amostral da paisagem, descritos no item 2.2. Extraímos as porcentagens de categorias de uso do solo classificadas pelo MapBiomas (coleção 9) no QGIS 3.16.9, a partir de imagens raster definidas com base nos anos de coleta de cada amostra. As categorias de uso do solo foram agrupadas em habitats nativos florestais (% de formação florestal, floresta alagável e formação savânica), habitats nativos abertos (% de formação campestre e campo alagado e área pantanosa) e áreas antrópicas (% de pastagem, mineração e agricultura). Já as métricas de paisagem incluíram a distância até áreas urbanas (DAU) e a distância até estradas (DE), utilizando o QGIS 3.16.9 para a extração dessas métricas.

2.7 Análise de dados

Para as análises estatísticas descritivas, consideramos todas as amostras fecais para verificar a presença e a quantidade de partículas plásticas por amostra. Analisamos as características visuais, como a cor e o tamanho. Para avaliar qual morfotipo plástico foi mais abundante nas fezes, utilizamos o teste não paramétrico de Wilcoxon pareado. Para avaliar os efeitos do uso do solo e de métricas de paisagem sobre a quantidade de microplásticos nas fezes das antas e determinar quais usos do solo e variáveis antropogênicas podem ter maior influência, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM). Para esta análise, a quantidade de partículas plásticas encontradas nas amostras

foi variável resposta, e as variáveis de usos do solo em e as métricas de paisagem foram as variáveis preditoras.

Utilizamos a distribuição de Poisson, uma vez que a quantidade de microplásticos é uma variável contínua. Adotou-se o nível de significância de 95% ($\alpha = 0,05$). Analisamos a colinearidade entre as variáveis por meio do Fator de Inflação da Variância (VIF), considerando o $vif > 5$ como nível de corte. Para isso utilizamos a função “vif” do pacote “car” (FOX; WEISBERG, 2019). Os testes foram realizados no software R (Core R Team, 2019).

Utilizamos o pseudo- R^2 para mensurar o ajuste do modelo. Avaliamos os pressupostos de normalidade e de homogeneidade de variância dos resíduos por meio de gráficos de quantis e dos resíduos em função dos valores ajustados. Adotamos um nível de significância de 5%. Para a construção dos modelos usamos a função “glm” do pacote “stats” (R CORE TEAM, 2023).

3. RESULTADOS

Constatamos a presença de partículas plásticas em 77% das amostras analisadas. Encontramos 98 microplásticos nas 41 amostras de fezes de antas analisadas, correspondentes a uma média de $1,12 \pm 8,68$ MPs/g de fezes em peso seco. No entanto, a análise dos controles de campo revelou partículas com características semelhantes às observadas nas amostras de fezes, o que sugere possível contaminação cruzada. Assim, essas partículas foram consideradas como contaminação e subtraídas do total inicial. Após a correção, o número final de partículas de microplásticos efetivamente registradas foi de 50. As amostras da região amazônica apresentaram a maior média de contaminação ($2,6 \pm 2,9$ MPs/g), seguidas pelas amostras do Cerrado ($1,5 \pm 2,3$ MPs/g) e do Pantanal ($1,25 \pm 0,5$ MPs/g). Em todas as paisagens amostradas foi observada a presença de microplásticos nas fezes das antas.

Conforme demonstrado na Figura 3, a composição dos microplásticos variou entre os biomas quanto à cor, à forma e ao tamanho. A categoria azul apresentou valores acima da média em todos os biomas, com maior frequência na Amazônia. Partículas vermelhas foram registradas exclusivamente no Pantanal. Em relação à forma, as fibras apresentaram valores superiores aos dos fragmentos, especialmente na Amazônia, enquanto, nos demais biomas, os valores permaneceram próximos da média. Quanto ao tamanho, as partículas na faixa de 500–1000 μm apresentaram os maiores valores, principalmente na Amazônia. As demais classes de tamanho apresentaram valores inferiores à média nos biomas Cerrado e Pantanal.

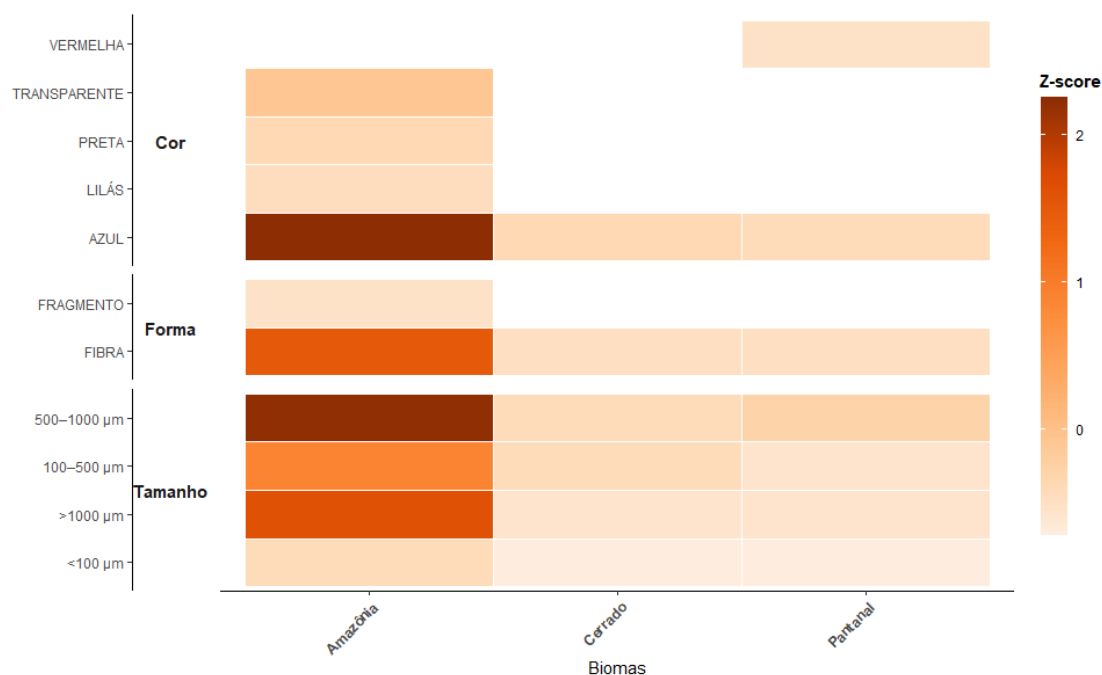


Figura 3. Heatmap da frequência relativa padronizada (z-score) de microplásticos nas fezes de anta brasileira (*Tapirus terrestris*) nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, considerando as categorias de cor, forma e tamanho das partículas. Valores positivos ($z > 0$) indicam frequências acima da média, enquanto valores negativos ($z < 0$) indicam abaixo da média

Entre as formas de partículas plásticas relatadas na literatura (fibras, filmes, fragmentos e esferas), foram encontrados nas amostras apenas fibras e fragmentos, sendo as fibras a forma mais abundante ($V = 465$, $p < 0,001$) (Figura 4 e 5).

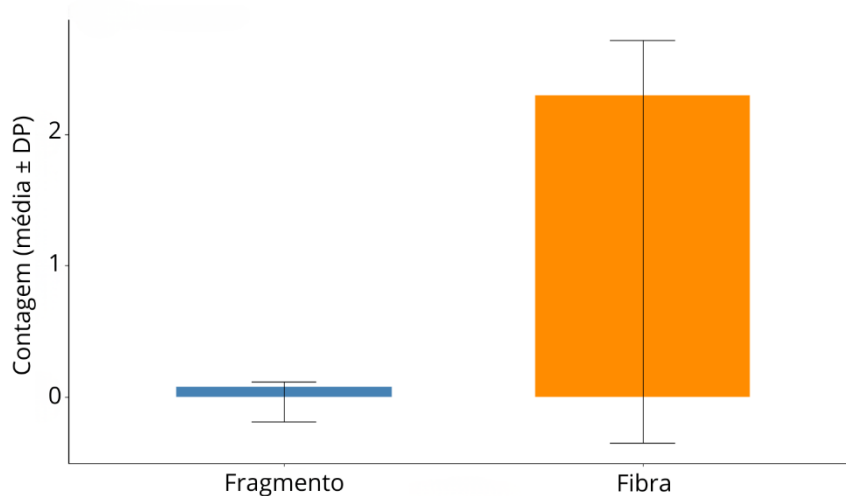


Figura 4. Diferença na abundância dos morfotipos de microplásticos encontrados nas fezes de antas, avaliada pelo teste de *Wilcoxon* pareado ($p < 0,05$).

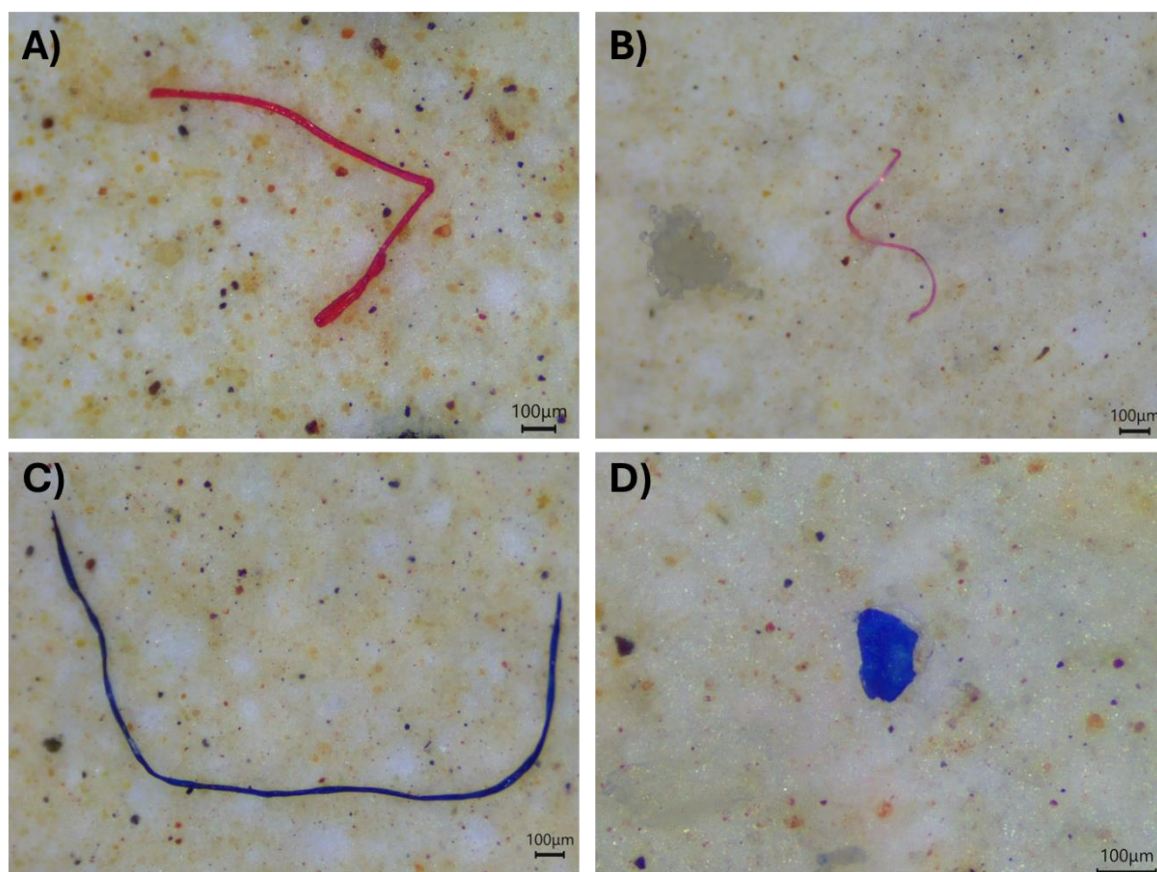


Figura 5. Exemplos de partículas plásticas encontradas nas amostras fecais analisadas. (A-C) fibras; e (D) fragmento.

Quando avaliamos a influência do uso do solo sobre a quantidade de partículas, os modelos lineares generalizados (GLMs) selecionados indicaram que nenhuma das variáveis ambientais ou tipos de uso do solo avaliados, apresentou efeito significativo sobre a quantidade de partículas plásticas encontradas. O primeiro modelo selecionado, não indicou efeito significativo da proporção de habitats nativos florestais ($\beta = -0,0068$, $p = 0,5657$) e abertos ($\beta = -0,0129$, $p = 0,5480$), ($AIC = 85,336$) sobre a quantidade de partículas plásticas. No segundo modelo, as variáveis associadas ao uso do solo, como pastagem ($\beta = 0,0077$, $p = 0,687$), mineração ($\beta = 0,0037$, $p = 0,750$) e agricultura ($\beta = 0,0175$, $p = 0,247$), $AIC = (86,222)$, não apresentaram relação significativa com a quantidade de partículas plásticas encontradas. No terceiro modelo, a distância de áreas urbanas ($\beta = 2,97$, $p = 0,823$) e de rodovias ($\beta = 3,70$, $p = 0,728$), ($AIC = 85,868$), não influenciaram significativamente a quantidade de partículas plásticas.

A caracterização espacial dos pontos de coleta e a composição do uso e da cobertura do solo no entorno de cada área amostrada são apresentadas na Figura 6. A

figura evidencia a heterogeneidade da paisagem entre os sete pontos analisados e demonstra a variação na quantidade de partículas plásticas registradas nas amostras fecais, indicada pelo tamanho relativo dos círculos em cada local.

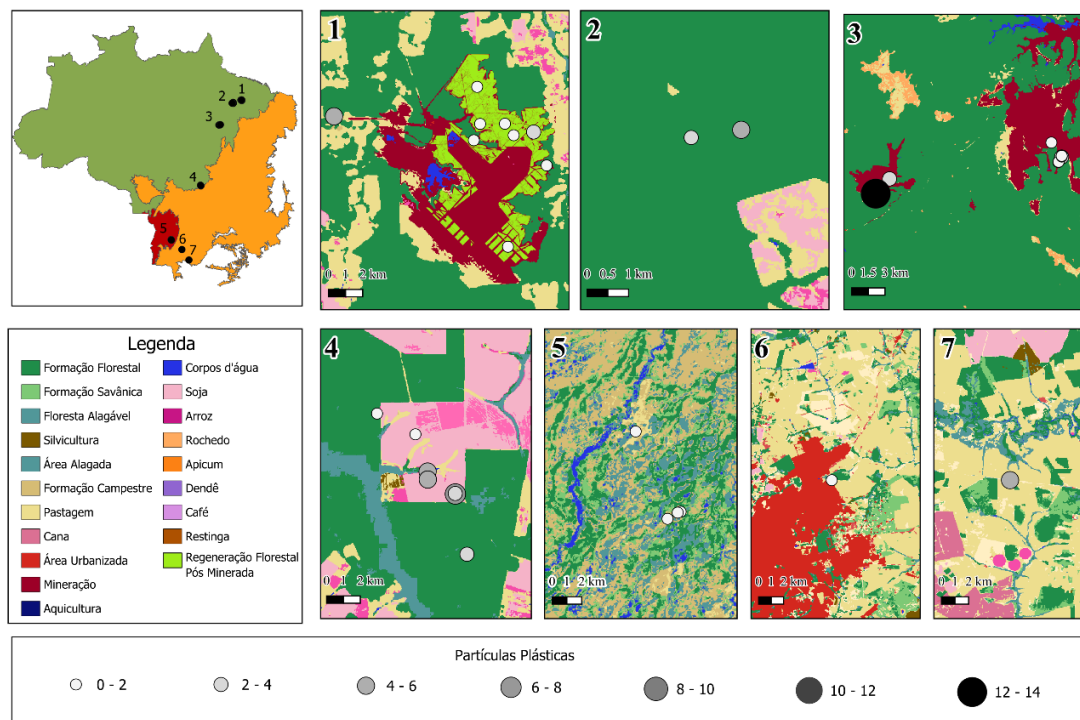


Figura 6. Distribuição espacial das áreas analisadas e caracterização do uso e da cobertura da terra. O mapa geral apresenta a localização das áreas onde foram coletadas amostras fecais. Os mapas 1–7 detalham a composição da paisagem nos sítios amostrados. As classes associadas a cada área correspondem à quantidade de partículas plásticas detectadas nas respectivas amostras.

4. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo demonstram o caráter onipresente da contaminação plástica em antas nas áreas amostradas nos biomas Amazônia, Pantanal e Cerrado. Os altos índices de contaminação por microplásticos encontrados nas amostras, reforçam o potencial da anta brasileira como sentinela deste tipo de poluição.

A presença de microplásticos em 77% das amostras de fezes registrada em nosso estudo supera a observada em *Tapirus bairdii* (68%) em áreas florestadas próximas a ocupações humanas no México (Pérez-Flores et al., 2024). Além disso, o índice de contaminação das amostras do nosso trabalho supera em cerca de 58 vezes a média encontrada por Pérez-Flores et al. (2024). Supera também os índices observados em outros mamíferos terrestres próximos de áreas urbanas, como *Sylvilagus audubonii* (Alvarez-Andrade et al., 2023), *Rattus norvegicus* (Thrift et al., 2022), *Myocastor coypus* (Gallitelli et al., 2022) e *Rusa unicolor swinhoii* (Yeh et al., 2022). Estas comparações reforçam o alto nível de contaminação por microplásticos dos habitats nativos brasileiros encontrados no nosso estudo, mostrando que a ingestão de partículas plásticas não está restrita a ambientes urbanos, mas sim amplamente espalhada entre a fauna silvestre no Brasil.

Esta ampla contaminação pode ser explicada diversos motivos e formas, incluindo o transporte atmosférico e a redistribuição de itens plásticos em longo alcance (Brahney et al., 2020; Crossman et al., 2020; Koutnik et al., 2021). A deposição atmosférica é uma importante via de contaminação plástica em ambientes remotos, podendo se acumular no solo e na vegetação (Rillig et al., 2019), tornando-se disponível para interação com a fauna. Na Amazônia, onde se encontram os maiores índices de contaminação nas fezes das antas, algumas características exclusivas deste bioma podem estar contribuindo para isso, como o desenvolvimento de atividades antrópicas intensas na região, a dinâmica hidrológica e as características climáticas. Esses fatores podem favorecer a dispersão do plástico por meio da fragmentação e do transporte de polímeros (Corcoran, 2022; Zhang et al., 2021). Esses resultados demonstram como a soma de múltiplos fatores associados podem favorecer a contaminação no bioma amazônico.

A fibra foi a forma mais predominante neste estudo. Este mesmo padrão foi observado em outros estudos sobre ingestão de plástico por organismos (Mizraji et al., 2017; Andrade et al., 2019; Qiao et al., 2019). A produção de fibras sintéticas chega a toneladas anualmente (Ling et al., 2017; Aizenshten, 2015). Elas são amplamente

liberadas no ambiente por meio de lavagens, desgaste têxtil e deposição atmosférica (De Falco et al., 2020; Ling et al., 2017). A leveza desse tipo de plástico facilita sua dispersão nos ambientes naturais (Messinger, 2016), favorecendo sua deposição nas folhas e frutos (Conti et al., 2020), o que pode explicar sua alta incidência nas amostras de fezes das antas. A fibra também foi a forma mais abundante encontrada nas fezes de outros vertebrados terrestres (Alvarez-Andrade et al., 2023; Teampanpong e Duengkae, 2024).

Nossos registros incluíram partículas de tamanho entre 500 e 1000 μm , que têm potencial para fazer parte da cadeia alimentar dos organismos de forma acidental, por meio da ingestão de alimentos junto à superfície do solo (Jâms et al., 2020; Kim et al., 2024). A cor mais frequentes das partículas entre os biomas foi azul, embora no Pantanal tenha sido registrada a predominância de partículas vermelhas, sugerindo fontes regionais distintas de plástico. Plásticos de coloração vermelha, chamados NPSY–Naplesyl, são usados em atividades antrópicas no Pantanal, como os encontrados em sedimentos da bacia do Rio Cuiabá, provavelmente provenientes de resíduos urbanos (Camargo et al., 2022). Com ações físicas, esses resíduos podem se fragmentar e tornar-se disponíveis para ingestão pela fauna (Rashid et al., 2025). Já os pigmentos azuis são altamente resistentes às condições ambientais (Cârdan et al., 2025) e são utilizados em inúmeras atividades urbanas e rurais, como, por exemplo, a indústria têxtil, tintura de embarcações, nas redes e nas linhas de pesca. Estes fatores poderiam explicar a maior abundância de fibras de coloração azul em todos os biomas estudados.

Amostras provenientes de áreas com a presença da mineração apresentaram níveis mais elevados de contaminação por microplásticos em comparação às demais áreas analisadas. Esse resultado pode estar associado ao fato de que, nessa atividade, itens poliméricos são intensamente utilizados e, com desgaste mecânico, podem gerar microplásticos secundários (Andrady, 2011; Chamas et al., 2020). A movimentação e a retirada do solo nas operações de mineração podem expor partículas depositadas e favorecer sua dispersão no meio (Nizzetto et al., 2016; Rillig et al., 2019). Ademais, a abertura de estradas, a construção de alojamentos e o fluxo de veículos e pessoas aumentam a circulação de plástico nas áreas de mineração (Surendran et al., 2023; Zhang et al., 2020). Embora os modelos lineares não indiquem efeito significativo da mineração sobre a quantidade de partículas, nossos resultados sugerem que ela pode atuar como fonte potencial de microplásticos. A contaminação observada nas antas não depende exclusivamente desse uso do solo, mas reforça a hipótese de poluição difusa na paisagem.

Apesar de o modelo linear também não ter mostrado efeito significativo da agricultura sobre a contaminação plástica, amostras coletadas próximas a essa atividade apresentam alta contaminação. A poluição plástica é amplamente documentada em sistemas agrícolas. Os insumos utilizados são ou produzem plásticos, como filmes, coberturas e embalagens plásticas, tubulação de irrigação e sacos. Esses plásticos maiores acabam degradando-se em pedaços menores no solo e ficando disponíveis no ambiente (Steinmetz et al., 2016; Huang et al., 2020). O manejo do solo para plantações também mobiliza partículas depositadas em camadas mais profundas, aumentando a sua disponibilidade para camadas mais superficiais do solo (Rillig et al., 2017), além do uso de fertilizantes orgânicos e lodos de esgoto como suprimentos para o cultivo (Nizzetto et al., 2016; Corradini et al., 2019). Esses processos sugerem que as áreas agrícolas são sumidouros de plásticos na paisagem, e que a anta brasileira pode ingerir essas partículas acidentalmente ao se alimentar, o que torna-se ainda mais agravado pelo o fato desta espécie utilizar grandes áreas de vida e ter contato com amplas áreas com a presença de microplásticos.

A contaminação plástica é uma ameaça preocupante quanto aos efeitos fisiológicos e ecológicos sobre os seres vivos sob exposição crônica a esse tipo de poluição. As antas possuem grandes áreas de vida (Medici et al., 2022) e consomem grandes quantidades de alimento diariamente (Fragoso e Huffman, 2000; Chalukian et al., 2013). Estes fatores tornam a espécie altamente vulnerável à contaminação por poluição plástica. Apesar de os efeitos específicos para a anta brasileira não estarem plenamente documentados, estudos evidenciam que a ingestão de plástico por seres vivos provoca efeitos nocivos aos organismos. Fisicamente, pode causar abrasão com a mucosa gastrointestinal, inflamações e alterações na permeabilidade intestinal (Mattsson et al., 2015; Deng et al., 2017). Quimicamente, as fibras podem atuar como vetores de poluentes químicos, potencializando efeitos tóxicos (Rochman et al., 2013; Mattsson et al., 2015). Estudos experimentais evidenciam estresse oxidativo, alterações no metabolismo lipídico e disfunções hepáticas quando ocorre exposição a longo prazo ao plástico (Brandts et al., 2019).

Todos estes efeitos podem atuar sobre o funcionamento do organismo da anta brasileira comprometendo o papel ecológico da espécie nos ecossistemas. *terrestris* anta brasileira é conhecida como a *jardineira da floresta*, pois atua como um dos principais dispersores de sementes nos habitats ocupados por ela, sendo que as altas taxas de consumo de frutos e a deposição de fezes em latrinas contribui para a regeneração da

floresta (Fragoso et al., 2003; O’Farrill et al., 2013). A ingestão crônica de itens plásticos pela anta brasileira pode afetar sua capacidade de digestão, prejudicando os processos de dispersão e ciclagem de nutrientes. Além disso, não podemos descartar o potencial de transferência do microplástico ao longo da cadeia trófica, considerando que outros organismos forrageiam nas latrinas (Lautenschlager et al., 2024).

Desta forma, a poluição plástica caracteriza-se como mais uma ameaça para a anta brasileira, já listada como Vulnerável a Extinção, por fatores como perda e fragmentação do habitat, caça, colisões veiculares em rodovias e contaminação por agroquímicos e metais entre outras ameaças (Medici et al., 2018; Varella et al., 2019). A soma de mais esse fator de ameaça aumenta as pressões enfrentadas pela espécie, sugerindo que a poluição plástica deve ser levada em consideração na formulação de estratégias de mitigação dos impactos que colocam em risco a conservação dessa espécie emblemática.

5. CONCLUSÃO

Nosso estudo fornece o primeiro registro da contaminação por partículas plásticas por antas brasileiras num contexto de ambientes naturais, a ingestão seja direta ou indireta pode ter sido a principal via de exposição de *Tapirus terrestris* com partículas plásticas.

Nossos achados reforçam o caráter onipresente do plástico, evidenciando que independente do tipo de uso do solo a contaminação está difusa no meio em que a espécie forrageia. Além disso, nosso estudo sugere *Tapirus terrestris* como sendo um organismo biomonitor da poluição plástica, uma vez que fornece a informações sobre a disponibilidade desse contaminante nos ambientes.

Apesar dos efeitos fisiológicos sobre a espécies serem desconhecidos, é importante ressaltar que a exposição a longo prazo ao plástico pode causar distúrbios ao organismo da espécie, podendo afetar sua capacidade de contribuir para a manutenção dos ecossistemas.

Dessa forma, este trabalho contribui para o entendimento da dinâmica de poluição plástica com a espécie *Tapirus terrestris* no ambiente natural, e sugere a necessidade de medidas que mitiguem o descarte inadequado de itens plásticos no ambiente natural. Ademais, considerando a importância da espécie para o ecossistema, pesquisas mais aprofundadas são importantes para entender a extensão da poluição plástica sobre ecossistemas terrestres.

REFERÊNCIAS

- Abbasi, S. (2021). Microplastics washout from the atmosphere during a monsoon rain event. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 4, 100035. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2021.100035>
- ABIPLAST - Associação Brasileira da Indústria do Plástico. Perfil 2023: indústria do plástico impulsiona economia brasileira gerando mais de 370 mil empregos, 2024. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/noticias/perfil-2023-industria-do-plasticoimpulsiona-economia-brasileira-gerando-mais-de-370-mil-empregos/>. Acesso em: 20 jan. 2025
- Aizenshtein, E. M. (2015). Global and Russian output of polyester fibres in 2013. *Fibre Chemistry*, 47(1), 1-7. <https://doi.org/10.1007/s10692-015-9629-6>
- Alvarez-Andrade, A., Wakida, F. T., de Jesus Piñon-Colin, T., Wakida-Kusunoki, A. T., Castillo-Quiñones, J. E., & García-Flores, E. (2023). Microplastic abundance in feces of lagomorphs in relation to urbanization. *Science of the total environment*, 864, 161025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161025>
- Andrade, M. C., Winemiller, K. O., Barbosa, P. S., Fortunati, A., Chelazzi, D., Cincinelli, A., & Giarrizzo, T. (2019). First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. *Environmental Pollution*, 244, 766-773. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.088>
- Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment international*, 102, 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Bergmann, M., Collard, F., Fabres, J., Gabrielsen, G. W., Provencher, J. F., Rochman, C. M., ... & Tekman, M. B. (2022). Plastic pollution in the Arctic. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(5), 323-337. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00279-8>
- Beriot, N., Peek, J., Zornoza, R., Geissen, V., & Lwanga, E. H. (2021). Low density-microplastics detected in sheep faeces and soil: A case study from the intensive vegetable farming in Southeast Spain. *Science of the Total Environment*, 755, 142653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142653>
- Bahrani, F., Mohammadi, A., Dobaradaran, S., De-la-Torre, G. E., Arfaeina, H., Ramavandi, B., ... & Tekle-Röttering, A. (2024). Occurrence of microplastics in edible tissues of livestock (cow and sheep). *Environmental Science and Pollution Research*, 31(14), 22145-22157. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32424-9>
- Brahney, J., Hallerud, M., Heim, E., Hahnenberger, M., & Sukumaran, S. (2020). Plastic rain in protected areas of the United States. *Science*, 368(6496), 1257-1260. <https://doi.org/10.1126/science.aaz5819>
- Brandts, I., Teles, M., Tvarijonaviciute, A., Pereira, M. L., Martins, M. A., Tort, L., & Oliveira, M. (2018). Effects of polymethylmethacrylate nanoplastics on *Dicentrarchus labrax*. *Genomics*, 110(6), 435-441. <https://doi.org/10.1016/j.ygeno.2018.10.006>

Brooks, D. M., Bodmer, R. E., & Matola, S. (Eds.). (1997). Tapirs: Status survey and conservation action plan (Vol. 38). IUCN.

Camargo, A. L. G., Girard, P., Sanz-Lazaro, C., Silva, A. C. M., De Faria, É., Figueiredo, B. R. S., ... & Blettler, M. C. (2022). Microplastics in sediments of the Pantanal Wetlands, Brazil. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 1017480. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1017480>

Cârdan, I., Nesterovschi, I., Barbu-Tudoran, L., & Pînzaru, S. C. (2025). Blue micro-/nanoplastics abundance in the environment: a double threat as a Trojan horse for a plastic-Cu-phthalocyanine pigment and an opportunity for nanoplastic detection via micro-Raman spectroscopy. *Environmental Science: Nano*, 12(4), 2357-2370. <https://doi.org/10.1039/D4EN00820K>

Chalukian, S. C., de BUSTOS, M. S., & Lizárraga, R. L. (2013). Diet of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in El Rey National Park, Salta, Argentina. *Integrative Zoology*, 8(1), 48-56. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.12009.x>

Cieřlik, B. M., Namieřnik, J., & Konieczka, P. (2015). Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *Journal of cleaner production*, 90, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.031>

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), 2588-2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Conti, G. O., Ferrante, M., Banni, M., Favara, C., Nicolosi, I., Cristaldi, A., ... & Zuccarello, P. (2020). Micro-and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environmental research*, 187, 109677. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677>

Correia, L. L., Ribeiro-Brasil, D. R., Garcia, M. G., de Melo e Silva, D., Alencastre-Santos, A. B., & Vieira, T. B. (2023). The first record of ingestion and inhalation of micro-and mesoplastics by neotropical bats from the Brazilian Amazon. *Acta Chiropterologica*, 25(2), 371-383. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2023.25.2.015>

Corcoran, P. L. (2022). Degradation of microplastics in the environment. In *Handbook of Microplastics in the Environment* (pp. 531-542). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39041-9_10

Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., & Geissen, V. (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of the total environment*, 671, 411-420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>

Clayton, G. W., Harker, K. N., O'donovan, J. T., Blackshaw, R. E., Dosdall, L., Stevenson, F. C., ... & Ferguson, T. (2004). Polymer seed coating of early-and late-fall-seeded herbicide-tolerant canola (*Brassica napus* L.) cultivars. *Canadian journal of plant science*, 84(4), 971-979. <https://doi.org/10.4141/P03-185>

- Crossman, J., Hurley, R. R., Futter, M., & Nizzetto, L. (2020). Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of the Total Environment*, 724, 138334. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138334>
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., ... & Suh, S. (2020). Degradation rates of plastics in the environment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(9), 3494-3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- De Falco, F., Cocca, M., Avella, M., & Thompson, R. C. (2020). Microfiber release to water, via laundering, and to air, via everyday use: a comparison between polyester clothing with differing textile parameters. *Environmental science & technology*, 54(6), 3288-3296. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06892>
- Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B., & Ren, H. (2017). Acumulação de microplásticos nos tecidos de camundongos e respostas de biomarcadores sugerem riscos generalizados à saúde devido à exposição. *Scientific reports*, 7 (1), 46687. | DOI: 10.1038/srep46687
- de Sá, L. C., Luís, L. G., & Guilhermino, L. (2015). Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environmental pollution*, 196, 359-362. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.10.026>
- de Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global change biology*, 24(4), 1405-1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
- Du, C., Liang, H., Li, Z., & Gong, J. (2020). Pollution characteristics of microplastics in soils in southeastern suburbs of Baoding City, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3), 845. <https://doi.org/10.3390/ijerph17030845>
- Duis, K., & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 2. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>
- Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conservation biology*, 19(3), 680-688. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>
- Furness, R. W. (1985). Ingestion of plastic particles by seabirds at Gough Island, South Atlantic Ocean. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 38(3), 261-272. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(85\)90131-X](https://doi.org/10.1016/0143-1471(85)90131-X)
- Fragoso, J. M. (1997). Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of ecology*, 519-529. <https://doi.org/10.2307/2960574>
- Fragoso, J. M., & Huffman, J. M. (2000). Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of tropical Ecology*, 16(3), 369-385. <https://doi.org/10.1017/S0266467400001462>

Fragoso JMV, Silvius KM, Correa JA (2003) Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology* 84(8): 1998-2006. <https://doi.org/10.1890/01-0621>

Gallitelli, L., Battisti, C., Pietrelli, L., Scalici, M., 2022. Anthropogenic particles in coypu (*Myocastor coypus*; Mammalia, Rodentia) feces: first evidence and considerations about their use as track for detecting microplastic pollution. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 29 (36), 55293–55301. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21032-0>.

Golwala, H., Zhang, X., Iskander, S. M., & Smith, A. L. (2021). Solid waste: An overlooked source of microplastics to the environment. *Science of the Total Environment*, 769, 144581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144581>

Grause, G., Kuniyasu, Y., Chien, M. F., & Inoue, C. (2022). Separation of microplastic from soil by centrifugation and its application to agricultural soil. *Chemosphere*, 288, 132654. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132654>

Greven, A. C., Merk, T., Karagöz, F., Mohr, K., Klapper, M., Jovanović, B., & Palić, D. (2016). Polycarbonate and polystyrene nanoplastic particles act as stressors to the innate immune system of fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environmental toxicology and chemistry*, 35(12), 3093-3100. <https://doi.org/10.1002/etc.3501>

He, Y., Lu, J., Li, C., Wang, X., Jiang, C., Zhu, L., ... & Li, D. (2024). From pollution to solutions: Insights into the sources, transport and management of plastic debris in pristine and urban rivers. *Environmental Research*, 245, 118024. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.118024>

Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the total environment*, 586, 127-141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>

Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., & Wang, J. (2020). Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 260, 114096. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114096>

Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., & Laforsch, C. (2013). Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current biology*, 23(19), R867-R868. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.09.001>

Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J., & Shi, H. (2017). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental pollution*, 221, 141-149. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.055>

Jâms, I. B., Windsor, F. M., Poudevigne-Durance, T., Ormerod, S. J., & Durance, I. (2020). Estimating the size distribution of plastics ingested by animals. *Nature Communications*, 11(1), 1594. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15406-6>

- Jankowiak, Ł., Malecha, A. W., & Krawczyk, A. J. (2016). Garbage in the diet of carnivores in an agricultural area. *European Journal of Ecology*, 2(1), 81-86. <https://doi.org/10.1515/eje-2016-0009>
- Jung, J. W., Kang, J. S., Choi, J., & Park, J. W. (2020). Chronic toxicity of endocrine disrupting chemicals used in plastic products in Korean resident species: Implications for aquatic ecological risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 192, 110309. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110309>
- Katlam, G., Prasad, S., Pande, A., & Ramchiary, N. (2022). Plastic ingestion in Asian elephants in the forested landscapes of Uttarakhand, India. *Journal for Nature Conservation*, 68, 126196. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126196>
- Kim, D., An, S., Kim, L., Byeon, Y. M., Lee, J., Choi, M. J., & An, Y. J. (2022). Translocation and chronic effects of microplastics on pea plants (*Pisum sativum*) in copper-contaminated soil. *Journal of hazardous materials*, 436, 129194. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129194>
- Kim, D., Kim, S. A., Nam, S. H., Kwak, J. I., Kim, L., Lee, T. Y., ... & An, Y. J. (2024). Microplastic ingestion in aquatic and soil biota: A comprehensive review of laboratory studies on edible size and intake pattern. *Marine Pollution Bulletin*, 200, 116056. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116056>
- Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G., & Ragas, A. M. (2017). Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. *International journal of environmental research and public health*, 14(10), 1265. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>
- Koutnik, V. S., Leonard, J., Alkidim, S., DePrima, F. J., Ravi, S., Hoek, E. M., & Mohanty, S. K. (2021). Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. *Environmental Pollution*, 274, 116552. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116552>
- Lautenschlager, L., Souza, Y., Villar, N., Galetti, M., & Feeley, K. J. (2024). Communal tapir latrines are foraging sites for tropical forest vertebrates. *Global ecology and conservation*, 52, e02950. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02950>
- Lebreton, L. C., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature communications*, 8(1), 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lebreton, L., & Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, 5(1), 1-11. <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., ... & He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of the total environment*, 619, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>

- Lessa, E. P., & Farina, R. A. (1996). Reassessment of extinction patterns among the late Pleistocene mammals of South America. *Palaeontology*, 39(3), 651-662. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/174274>
- Ling, S. D., Sinclair, M., Levi, C. J., Reeves, S. E., & Edgar, G. J. (2017). Ubiquity of microplastics in coastal seafloor sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 121(1-2), 104-110. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.038>
- Liu, K., Wang, X., Wei, N., Song, Z., & Li, D. (2019). Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environment international*, 132, 105127. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105127>
- Magnusson, K., & Norén, F. (2014). Screening of microplastic particles in and downstream a wastewater treatment plant. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:138940240>
- Mattsson, K., Jovic, S., Doverbratt, I., & Hansson, L. A. (2018). Nanoplastics in the aquatic environment. *Microplastic contamination in aquatic environments*, 379-399. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00013-8>
- Medici, E. P., Mezzini, S., Fleming, C. H., Calabrese, J. M., & Noonan, M. J. (2022). Movement ecology of vulnerable lowland tapirs between areas of varying human disturbance. *Movement Ecology*, 10(1), 14. <https://doi.org/10.1186/s40462-022-00313-w>
- Mendoza-Arroyo, G. E., de los Santos-Villareal, G., de Mayo Mejenes-López, S., Gaylarde, C., Sánchez-Salazar, J., Tun-Che, R. E., ... & Camacho-Chab, J. C. (2024). The Presence of microplastics in animal wildlife and water sources in “Komchén de los Pájaros,” a dedicated conservation area. *Water, Air, & Soil Pollution*, 235(1), 19. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06820-9>
- Messinger, L. (2016). How your clothes are poisoning our oceans and food supply. *The Guardian*, 20.
- McCormick, A. R., Hoellein, T. J., London, M. G., Hittie, J., Scott, J. W., & Kelly, J. J. (2016). Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*, 7(11), e01556. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1556>
- Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G., Primpke, S., & Gerdt, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water research*, 108, 365-372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- Mizraji, R., Ahrendt, C., Perez-Venegas, D., Vargas, J., Pulgar, J., Aldana, M., ... & Galbán-Malagón, C. (2017). Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut?. *Marine pollution bulletin*, 116(1-2), 498-500. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.008>
- Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin?. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>

- O'Farrell, G., Galetti, M., & Campo-Aarceiz, A. (2013). Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative zoology*, 8(1), 4-17. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00316.x>
- Parashar, N., & Hait, S. (2023). Plastic rain—Atmospheric microplastics deposition in urban and peri-urban areas of Patna City, Bihar, India: Distribution, characteristics, transport, and source analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 458, 131883. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131883>
- Pereira, M. F. B. C., Martinelli Filho, J. E., Lopez-Ibáñez, S., Salazar, C. G., & Beiras, R. (2025). In situ plastic fragmentation between two contrasting ecosystems in the Atlantic. *Marine Environmental Research*, 208, 107131. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107131>
- Pérez-Flores, J., Borges-Ramírez, M. M., Vargas-Contreras, J. A., & Rendón-von Osten, J. (2024). Inter-annual variation in the microplastics abundance in feces of the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) from the Selva Maya, México. *Science of The Total Environment*, 941, 173659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173659>
- Peters, C. A., & Bratton, S. P. (2016). Urbanization is a major influence on microplastic ingestion by sunfish in the Brazos River Basin, Central Texas, USA. *Environmental pollution*, 210, 380-387. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.018>
- Pojar, I., Kochleus, C., Dierkes, G., Ehlers, S. M., Reifferscheid, G., & Stock, F. (2021). Quantitative and qualitative evaluation of plastic particles in surface waters of the Western Black Sea. *Environmental Pollution*, 268, 115724. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115724>
- Prata, J. C., Reis, V., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123660. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>
- Qiao, R., Deng, Y., Zhang, S., Wolosker, M. B., Zhu, Q., Ren, H., & Zhang, Y. (2019). Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish. *Chemosphere*, 236, 124334. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.065>
- Rashid, E., Hussain, S. M., Sarker, P. K., Ali, S., Naeem, A., & Al-Ghanim, K. A. (2025). Evaluating the influence of aquatic environmental hazard, polylactic acid microplastics, on *Labeo rohita*. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 37(1), 2467745. <https://doi.org/10.1080/26395940.2025.2467745>
- Rillig, M. C., Ziersch, L., & Hempel, S. (2017). Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific reports*, 7(1), 1362. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>
- Rillig, M. C., Lehmann, A., de Souza Machado, A. A., & Yang, G. (2019). Microplastic effects on plants. *New phytologist*, 223(3), 1066-1070. <https://doi.org/10.1111/nph.15794>
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., ... & Teh, S. J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in

fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific reports*, 5(1), 14340. <https://doi.org/10.1038/srep14340>

Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports*, 3(1), 3263. <https://doi.org/10.1038/srep03263>

Rocha, E. C., Brito, D., Silva, J., Bernardo, P. V. D. S., & Juen, L. (2018). Effects of habitat fragmentation on the persistence of medium and large mammal species in the Brazilian Savanna of Goiás State. *Biota Neotropica*, 18, e20170483. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0483>

Silva-Cavalcanti, J. S., Silva, J. D. B., de França, E. J., de Araújo, M. C. B., & Gusmao, F. (2017). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environmental pollution*, 221, 218-226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>

Sinclair, A. R. E. (2003). Mammal population regulation, keystone processes and ecosystem dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 358(1438), 1729-1740. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1359>

Souza-Ferreira, Maria Luiza Cunha ; Dos Reis, Adrian José Oliveira ; Ferreira, Erikson Bruno Loseiro ; Dipold, Jessica ; Freitas, Anderson Z. ; Wetter, Niklaus U. ; De Oliveira-Bahia, Verônica Regina Lobato ; Vieira, Thiago Bernardi . First record of microplastic contamination in adult endemic amazonian anuran species. *Scientific Reports*, v. 15, p. 1-12, 2025. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-86434-9>

Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., ... & Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation?. *Science of the total environment*, 550, 690-705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153>

Surendran, U., Jayakumar, M., Raja, P., Gopinath, G., & Chellam, P. V. (2023). Microplastics in terrestrial ecosystem: Sources and migration in soil environment. *Chemosphere*, 318, 137946. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137946>

Taber, A., Chalukian, S. C., Altrichter, M., Minkowski, K., Lizárraga, L., Sanderson, E., ... & Zapata Ríos, G. (2008). El destino de los arquitectos de los bosques neotropicales: evaluación de la distribución y el estado de conservación de los pecaríes labiados y los tapires de tierras bajas. *Wildlife Conservation Society, Wildlife Trust*, 181.

Teampanpong, J., & Duengkae, P. (2024). Using feces to indicate plastic pollution in terrestrial vertebrate species in western Thailand. *PeerJ*, 12, e17596. <https://doi.org/10.7717/peerj.17596>

Tonni, E. P., Cione, A. L., & Soibelzon, L. H. (2003). The broken zig-zag: Late Cenozoic large mammal and tortoise extinction in South America. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 5. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.5.26>

Tobler, M. W., Janovec, J. P., & Cornejo, F. (2010). Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir *Tapirus terrestris* in the Peruvian Amazon. *Biotropica*, 42(2), 215-222. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00549.x>

United Nations Environment Programme. (2021). *Monitoring plastics in rivers and lakes: Guidelines for the harmonization of methodologies*. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/report/monitoring-plastics-rivers-and-lakes-guidelines-harmonization-methodologies>

Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., & Vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. *Philosophical transactions of the royal society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1973-1976. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054>

Varela, D., Flesher, K., Cartes, J.L., de Bustos, S., Chalukian, S., Ayala, G. & Richard-Hansen, C. 2019. *Tapirus terrestris*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T21474A45174127. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T21474A45174127.en>. Accessed on 25 February 2026.

Verschoor, A., de Poorter, L., Droge, R., Kuenen, J., de Valk, E., 2016. Emission of Microplastics and Potential Mitigation Measures: Abrasive Cleaning Agents, Paints and Tyre Wear (no. RIVM Report 2016-0026).

Villar, N., Paz, C., Zipparro, V., Nazareth, S., Bulascoschi, L., Bakker, E. S., & Galetti, M. (2021). Frugivory underpins the nitrogen cycle. *Functional Ecology*, 35(2), 357-368. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13707>

Wagner, M., & Lambert, S. (2018). Freshwater Microplastics The Handbook of Environmental Chemistry 58 Series Editors: Damià Barceló· Andrey G. Kostianoy. *Frankfurt:[sn]*, 58.. DOI: [10.1007/978-3-319-61615-5](https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5)

Wang, F., Wang, Q., Adams, C. A., Sun, Y., & Zhang, S. (2022). Effects of microplastics on soil properties: current knowledge and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127531. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127531>

Weithmann, N., Möller, J. N., Löder, M. G., Piehl, S., Laforsch, C., & Freitag, R. (2018). Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Science advances*, 4(4), eaap8060. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>

Willén, A., Junestedt, C., Rodhe, L., Pell, M., & Jönsson, H. (2017). Sewage sludge as fertiliser—environmental assessment of storage and land application options. *Water Science and Technology*, 75(5), 1034-1050. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.584>

Wright, R. J., Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., Latva, M., & Christie-Oleza, J. A. (2020). Marine plastic debris: a new surface for microbial colonization. *Environmental Science & Technology*, 54(19), 11657-11672. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02305>

Wu, R. T., Cai, Y. F., Chen, Y. X., Yang, Y. W., Xing, S. C., & Liao, X. D. (2021). Occurrence of microplastic in livestock and poultry manure in South China. *Environmental Pollution*, 277, 116790. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116790>

Yan, Z., Liu, Y., Zhang, T., Zhang, F., Ren, H., & Zhang, Y. (2021). Analysis of microplastics in human feces reveals a correlation between fecal microplastics and inflammatory bowel disease status. *Environmental science & technology*, 56(1), 414-421. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03924>

Yeh, N.C., Yeung, L.C., Tang, A., Chang, K.T., 2022. Plastic island a study on microplastic pollution on protected animal species in Taiwan and their habitats, GREENPEACE. https://issuu.com/greenpeace_eastasia/docs/a_study_on_microplastic_pollution_impacts_on_prote

Yurtsever, M. (2019). Tiny, shiny, and colorful microplastics: are regular glitters a significant source of microplastics?. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 678-682. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.009>

Zylstra, E. R. (2013). Accumulation of wind-dispersed trash in desert environments. *Journal of arid environments*, 89, 13-15. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.004>

Zhang, K., Shi, H., Peng, J., Wang, Y., Xiong, X., Wu, C., & Lam, P. K. (2018). Microplastic pollution in China's inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management. *Science of the Total Environment*, 630, 1641-1653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.300>

Zhang, D., Ng, E. L., Hu, W., Wang, H., Galaviz, P., Yang, H., ... & Liu, H. (2020). Plastic pollution in croplands threatens long-term food security. *Global Change Biology*, 26(6), 3356-3367. <https://doi.org/10.1111/gcb.15043>

Zhang, B., Yang, X., Chen, L., Chao, J., Teng, J., & Wang, Q. (2020). Microplastics in soils: a review of possible sources, analytical methods and ecological impacts. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 95(8), 2052-2068. <https://doi.org/10.1002/jctb.6334>

Zhang, Q. Q., Ma, Z. R., Cai, Y. Y., Li, H. R., & Ying, G. G. (2021). Agricultural plastic pollution in China: Generation of plastic debris and emission of phthalic acid esters from agricultural films. *Environmental science & technology*, 55(18), 12459-12470. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04369>

6. Anexos

Anexo I – Tabela da análise das amostras de controle em laboratório e em campo.

Amostras (controle)	Forma	Tamanho (µm)	Cor
Branco – Lavagem	-	-	
Branco – Filtração	Fibra	2.067,6	Azul
Branco – Filtração	-	-	
Branco – Lupa	Fibra	979,6	Azul
Branco – Lupa	-	-	-
Branco – Lupa	-	-	-
Branco – Lupa	-	-	-
Amostras - Controle - Campo			
Controle	Fibra	792	Azul
	Fibra	2.438,5	Azul
Controle	Fibra	587,4	Azul
	Fibra	1.382,5	Azul
Controle	-	-	-
Controle	Fibra	3.125,5	Azul
Controle	Fibra	979,9	Azul
Controle	Fibra	3.979,3	Azul
	Fibra	2.184,2	Azul
Controle	-	-	-
Controle	-	-	-
Controle	Fibra	3.168,3	Azul
Controle	Fibra	1.309,5	Azul
Controle	-	-	-