

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

Gabriel Gomes Dias

**MUDANÇAS ESPAÇOTEMPORAIS DOS VETORES DE PERDA DE  
HABITAT EM POPULAÇÕES DO JACARÉ-DE-PAPO-AMARELO  
(*Caiman latirostris*) NO BRASIL**

Vitória, ES

2025

Gabriel Gomes Dias

**MUDANÇAS ESPAÇOTEMPORAIS DOS VETORES DE PERDA DE  
HABITAT EM POPULAÇÕES DO JACARÉ-DE-PAPO-AMARELO  
(*Caiman latirostris*) NO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para a obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas na área de concentração Biologia Animal.

Orientadora: Ana Carolina Loss  
Co-orientadora: Paloma Marques Santos

Vitória, ES  
2025

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

---

D541 m Dias, Gabriel Gomes, 1978-  
Mudanças espaçotemporais dos vetores de perda de habitat em populações do jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*) no Brasil / Gabriel Gomes Dias. - 2025.  
32 f. : il.

Orientadora: Ana Carolina Loss.  
Coorientadora: Paloma Marques Santos.  
Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Solo - Uso. 2. Desmatamento. 3. Ecologia das paisagens. 4. Habitat (Ecologia) - Conservação. 5. Jacaré-do-papo-amarelo. I. Loss, Ana Carolina. II. Santos, Paloma Marques. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. IV. Título.

CDU: 57

---

Gabriel Gomes Dias

**MUDANÇAS ESPAÇOTEMPORAIS DOS VETORES DE PERDA DE  
HABITAT EM POPULAÇÕES DO JACARÉ-DE-PAPO-AMARELO  
(*Caiman latirostris*) NO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Humanas e Naturais, da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Biologia Animal.

Aprovado em 29 de abril de 2025

Comissão Examinadora:

**Prof.<sup>a</sup> Dra. Ana Carolina Loss**

Orientadora e Presidente da Comissão

**Dra. Flávia Guimarães Chaves - Membro externa titular**

(Instituto Nacional da Mata Atlântica)

**Dr. Paulo Braga Mascarenhas Júnior – Membro externo titular**

(Universidade Federal de Pernambuco)

**Dra. Roberta Paresque – Membro interna suplente**

(Universidade Federal do Espírito Santo)

**Dr. Rodrigo Giesta Figueiredo – Membro externo suplente**

(Universidade Federal do Espírito Santo)



Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

**ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DO CURSO DE MESTRADO EM BIOLOGIA ANIMAL DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS DO CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO – ATA Nº 246 – 29/04/2025**

No dia vinte e nove de abril de dois mil e vinte e cinco, em sessão híbrida, conforme Portaria Normativa nº 08 da Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação/UFES de 01 de julho de 2021, procedeu-se a avaliação da dissertação do aluno **Gabriel Gomes Dias**, orientando da Profa. Dra. Ana Carolina Loss e coorientado da Dra. Paloma Marques Santos. Às catorze horas, a Profa. Dra. Ana Carolina Loss – UFES, Presidente da Comissão Examinadora de Defesa de Dissertação, deu início aos trabalhos, convidando a compor a banca: Profa. Dra. Flávia Guimarães Chaves – INMA (Examinadora Externa) e Prof. Dr. Paulo Braga Mascarenhas Junior – UFPE (Examinador Externo). A seguir, a presidente solicitou ao mestrando que fizesse uma explanação de seu trabalho intitulado **“MUDANÇAS ESPAÇOTEMPORAIS DOS VETORES DE PERDA DE HABITAT EM POPULAÇÕES DO JACARÉ-DE-PAPO-AMARELO (*Caiman latirostris*) NO BRASIL”**. Finda a apresentação, a presidente passou a palavra aos examinadores, que procederam à arguição do candidato. Ao final, a Comissão em sessão reservada deliberou pela **APROVAÇÃO** da referida dissertação nos termos do Regimento Interno do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas e alertou que o aprovado somente terá direito ao título de Mestre após entrega da versão final de sua dissertação, em meio digital, à Secretaria do Programa. Encerrada a sessão, eu, Profa. Dra. Ana Carolina Loss, presidente da Comissão Examinadora, lavrei a presente ata que vai assinada digitalmente por mim e pelos demais componentes da Comissão.

**Profa. Dra. Ana Carolina Loss (UFES)** gov.br  
Presidente da Comissão

Documento assinado digitalmente  
ANA CAROLINA LOSS RODRIGUES  
Data: 30/04/2025 10:56:17-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente  
gov.br  
FLAVIA GUIMARAES CHAVES  
Data: 30/04/2025 10:30:17-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Profa. Dra. Flávia Guimarães Chaves (INMA)**  
Examinadora Externa

Documento assinado digitalmente  
gov.br  
PAULO BRAGA MASCARENHAS JUNIOR  
Data: 30/04/2025 09:57:38-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof. Dr. Paulo Braga Mascarenhas Junior (UFPE)**  
Examinador Externo

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha mais profunda gratidão a todas as pessoas e instituições que contribuíram para a realização desta dissertação.

Primeiramente, agradeço à minha orientadora, Dra. Ana Carolina Loss, que topou embarcar nessa jornada e, mesmo diante de tantas mudanças e imprevistos, sempre continuou acreditando no projeto e valorizando minhas experiências e aprendizados. Também sou imensamente grato à minha coorientadora, Dra. Paloma Marques dos Santos, por sua colaboração e valiosas contribuições ao longo do trabalho.

Agradeço à Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (PPGBAN) e ao Laboratório de Mastozoologia e Biogeografia (LAMAB) pela infraestrutura, pelas aulas, pelos conhecimentos adquiridos e pelas trocas realizadas durante o processo, que foram essenciais para a minha formação.

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES) pelo período de concessão de bolsa de estudos. Meu reconhecimento também vai ao ICMBio, ao projeto MapBiomias, ao *iNaturalist* e pesquisadores que disponibilizaram dos dados que foram fundamentais para a concretização deste estudo.

Aos meus tutores, Dr. Rodrigo Barbosa Ferreira, Dra. Roberta Paresque, sou grato pela disponibilidade e pelas importantes sugestões dadas durante o desenvolvimento da pesquisa. Minha gratidão também vai à Dra. Flávia Guimarães Chaves e ao Dr. Paulo Braga Mascarenhas Junior, por aceitarem compor a banca examinadora, revisar este trabalho e propor considerações que certamente contribuirão para o aperfeiçoamento desta dissertação e para minha trajetória acadêmica.

Por fim, mas não menos importante, agradeço à minha família — meus filhos Maria, Clarice e João, minha companheira Guará e meus pais — que são os motivos que me fazem seguir em frente. Agradeço também aos meus amigos que, de alguma forma, estiveram presentes nesta trajetória. Desde o *Trio da Bio*, quando tudo começou, até os *Jurubebas!* Ao longo dessa caminhada, vocês estiveram presentes, oferecendo apoio, inspiração e incentivo nos momentos mais importantes. Este trabalho não seria possível sem vocês.

Obrigado!

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	6
LISTA DE FIGURAS.....	7
RESUMO.....	8
ABSTRACT .....	9
INTRODUÇÃO.....	10
METODOLOGIA.....	13
Delimitação das populações.....	13
Espaço geográfico.....	13
Dados de ocorrência para as populações .....	14
Identificação das classes de uso e cobertura do solo.....	15
Padrões espaciais das classes de uso do solo.....	16
RESULTADOS .....	17
DISCUSSÃO .....	21
REFERÊNCIAS .....	27

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Classes identificadas como Área natural e Ameaça e códigos correspondentes do MapBiomias.....	15
<b>Tabela 2</b> - Classes MapBiomias agrupadas e reclassificadas .....	16
<b>Tabela 3</b> - Área atual absoluta (ha) e relativa (%) e mudança absoluta (ha) e relativa (%) de cada classe do primeiro ano (1985) ao último ano (2023) da série temporal. ....	19

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Delimitação geográfica de populações de *Caiman latirostris* no Brasil: Nordeste Mata Atlântica (NORMA) e Fluminense (FLUMI). Sistema de coordenadas geográficas; Datum: WGS 84..... 14
- Figura 2** – Área ocupada atualmente (em %) para cada classe (Área natural e Ameaças) dentro da área de distribuição de duas populações de *C. latirostris*: (A) FLUMI e (B) NORMA. .... 18
- Figura 3** - Diagrama de Sankey das transições de cada classe (Área natural e Ameaças) entre o primeiro ano (1985) e o último ano (2023) ao longo da distribuição das populações de *C. latirostris*: (A) FLUMI e (B) NORMA. .... 19
- Figura 4** – (A) Dinâmica do habitat da população FLUMI de *C. latirostris*, no período de 1985 a 2023, representando a perda e ganho de “Áreas Naturais”, assim como as áreas onde o habitat se manteve estável. (B) Distribuição dos registros de ocorrência ao longo da área de distribuição da população FLUMI de *C. latirostris*. Sistema de coordenadas geográficas; Datum: WGS 84..... 20
- Figura 5** – (A) Dinâmica do habitat da população NORMA de *C. latirostris*, no período de 1985 a 2023, representando a perda e ganho de “Áreas Naturais”, assim como as áreas onde o habitat se manteve estável. (B) Distribuição dos registros de ocorrência ao longo da área de distribuição da população NORMA de *C. latirostris*. Sistema de coordenadas geográficas; Datum: WGS 84. .... 21

## RESUMO

Atividades humanas, como desmatamento, expansão agrícola e urbanização, têm provocado mudanças significativas no uso e cobertura do solo, impactando diretamente a biodiversidade e a sobrevivência das espécies. As florestas tropicais, essenciais para a regulação climática e manutenção da biodiversidade global, enfrentam uma crescente ameaça devido à intensificação dessas pressões. Este estudo investigou a dinâmica espaçotemporal da perda de habitat de populações de *Caiman latirostris* no Brasil, focando nos vetores responsáveis por essas mudanças e nas implicações para a conservação da espécie. Utilizando ferramentas de geoprocessamento, como Google Earth Engine e MapBiomas, foram analisados padrões de uso do solo entre 1985 e 2023 para as duas populações com ocorrências distintas. Uma se distribui do estado do Espírito Santo até o Sergipe, chamada Nordeste da Mata Atlântica (NORMA), e outra, do Rio de Janeiro até Santa Catarina, chamada Fluminense (FLUMI). Os resultados evidenciam diferentes padrões de pressão sobre as populações analisadas. A população NORMA sofreu uma perda significativa de 16,42% de “Áreas naturais”, com a expansão agrícola destacando-se como o principal vetor de perda de habitat. Além disso, NORMA registrou uma redução expressiva de 8,86% nas “Áreas úmidas”. Em contraste, a população FLUMI manteve maior estabilidade de suas “Áreas naturais”, apresentando um ligeiro crescimento de 0,49%, e decréscimo de 2,33% em suas “Áreas úmidas”. Contudo, ambas as populações enfrentaram níveis preocupantes de fragmentação de habitat, o que reduz a conectividade das áreas remanescentes, prejudica a movimentação das espécies e compromete o fluxo gênico. O estudo prevê a necessidade de implementar novas abordagens metodológicas, como as estimativas de Área de Ocupação (AOO) e Extensão de Ocorrência (EOO), que podem contribuir para uma avaliação mais detalhada da distribuição e vulnerabilidade das populações. Também se destaca o potencial da ferramenta MapBiomas Água, que possibilita uma análise mais precisa das dinâmicas das “Áreas úmidas” e da disponibilidade hídrica, sendo fundamental para a conservação de espécies como *C. latirostris*, que dependem desses habitats. O estudo reforça a urgência de políticas públicas e iniciativas de restauração ecológica que considerem as particularidades de cada população.

**Palavras-chave:** perda de habitat, desmatamento, *Caiman latirostris*, conservação.

## ABSTRACT

Human activities, such as deforestation, agricultural expansion, and urbanization, have caused significant changes in land use and land cover, directly impacting biodiversity and species survival. Tropical forests, essential for climate regulation and global biodiversity maintenance, face an increasing threat due to the intensification of these pressures. This study investigated the spatiotemporal dynamics of habitat loss for *Caiman latirostris* populations in Brazil, focusing on the drivers of these changes and their implications for species conservation. Using geoprocessing tools such as Google Earth Engine and MapBiomas, land use patterns between 1985 and 2023 were analyzed for two populations with distinct occurrences. One population, known as the Northeast of the Atlantic Forest (NORMA), spans from the state of Espírito Santo to Sergipe, and the other, known as Fluminense (FLUMI), extends from Rio de Janeiro to Santa Catarina. The results reveal different patterns of pressure on the analyzed populations. The NORMA population experienced a significant loss of 16.42% in "Natural Areas," with agricultural expansion standing out as the primary driver of habitat loss. Additionally, NORMA showed a notable reduction of 8.86% in "Wetlands." In contrast, the FLUMI population exhibited greater stability in its "Natural Areas," with a slight growth of 0.49% and a decrease of 2.33% in "Wetlands." However, both populations face concerning levels of habitat fragmentation, reducing the connectivity of remaining areas, hindering species movement, and compromising gene flow. The study calls for the implementation of new methodological approaches, such as the estimation of Area of Occupancy (AOO) and Extent of Occurrence (EOO), which may contribute to a more detailed assessment of the populations' distribution and vulnerability. The potential of the MapBiomas Água tool is also highlighted, as it enables more accurate analysis of "Wetlands" dynamics and water availability, which are crucial for the conservation of species like *C. latirostris* that depend on these habitats. The study emphasizes the urgency of public policies and ecological restoration initiatives that consider the specificities of each population.

**Key words:** habitat loss, deforestation, *Caiman latirostris*, conservation.

## INTRODUÇÃO

O contínuo crescimento populacional e a utilização dos recursos naturais desde a revolução industrial têm causado impactos negativos sobre as espécies e ecossistemas naturais. As principais consequências das atividades humanas são a degradação, fragmentação e perda de áreas naturais, superexploração das espécies, poluição, mineração, entre outros (Ribeiro *et al.*, 2009; Harfoot *et al.*, 2021; Rosa *et al.*, 2021; Jaureguiberry *et al.*, 2022). Os vetores de perda de habitat são forças condutoras de processos que levam a mudanças na cobertura e uso do solo. São geralmente relacionados com atividades antrópicas, como desmatamento, expansão agrícola, urbanização e construção de barragens. Esses vetores são responsáveis pela redução da disponibilidade de habitats adequados, essenciais para a sobrevivência das espécies, populações e comunidades de organismos naturais afetando diretamente a biodiversidade e a persistência das populações ao longo do tempo (Joly *et al.*, 2019; IPBES, 2019).

O monitoramento desses vetores ao longo do tempo e do espaço é essencial para entender padrões de perda de habitat e antecipar impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Além disso, para a conservação das espécies e seus ecossistemas, acompanhar as mudanças de uso e cobertura do solo é importante para identificar áreas críticas para proteção, prever impactos nas populações naturais e apoiar políticas públicas para embasar decisões de conservação, manejo e restauração dos ecossistemas naturais (Joly *et al.*, 2019; Jaureguiberry *et al.*, 2022).

O desmatamento tropical é um dos desafios ambientais mais urgentes da atualidade, com implicações globais profundas para a biodiversidade, o clima e o bem-estar humano. As florestas tropicais são ecossistemas vitais que desempenham papéis importantes na regulação climática do planeta, na conservação da biodiversidade global e no suporte às comunidades locais (IPBES, 2019; Malhi *et al.*, 2008). Entretanto, a expansão agrícola, a urbanização e outras atividades antrópicas estão destruindo esses habitats em taxas alarmantes (IPBES, 2019). Entre 2000 e 2012, o desmatamento em regiões tropicais foi responsável por 32% da perda total de florestas no mundo, com quase metade dessa destruição ocorrendo na América do Sul (Hansen *et al.*, 2013). A perda de florestas libera grandes quantidades de carbono na atmosfera, intensificando as mudanças climáticas. As florestas tropicais funcionam como importantes sumidouros de carbono, e sua destruição contribui significativamente para o aquecimento global, alterando padrões e aumentando a frequência de eventos climáticos extremos (IPBES, 2019; Baccini *et al.*, 2017).

A pressão humana sobre as florestas tropicais está resultando em desmatamento e degradação desses habitats, levando à sua fragmentação em paisagens dominadas pelo

homem, compostas por um mosaico de áreas modificadas, como pastagens, terras agrícolas, florestas secundárias e plantações de madeira (Fahrig, 2003; Chazdon, 2014). A fragmentação dificulta a dispersão, migração e polinização das espécies, processos ecológicos essenciais para a manutenção da biodiversidade (Fahrig, 2003; Tambosi *et al.*, 2014). À medida que os habitats naturais são modificados, a capacidade dos ecossistemas de sustentar a biodiversidade diminui drasticamente, levando a um declínio global nas populações de muitas espécies (Gibbons *et al.*, 2000; Harfoot *et al.*, 2021; Bellard *et al.*, 2022; Bogoni *et al.*, 2022), especialmente aquelas que ocupam posições fundamentais como os predadores de topo. Esses predadores desempenham um papel fundamental na regulação das populações de suas presas, essenciais para a manutenção da estrutura e funcionalidade dos ecossistemas. Sua presença gera efeitos cascata que influenciam toda a cadeia trófica, ajudando a preservar o equilíbrio e a biodiversidade do ambiente (Estes *et al.*, 2011; Ripple *et al.*, 2014).

Entre as espécies que sofrem diretamente os efeitos da degradação e perda de habitat está *Caiman latirostris* (Daudin, 1801), conhecido popularmente como jacaré-de-papo-amarelo. Um crocodiliano de porte médio com ampla distribuição, ocorre ao longo das principais bacias hidrográficas da América do Sul, incluindo Argentina, Brasil, Bolívia, Paraguai e Uruguai, onde habita rios, lagos, manguezais, açudes e reservatórios (Verdade e Piña, 2006; Vilella *et al.*, 2008; Siroski *et al.*, 2020; Bassetti *et al.*, 2023). No Brasil, a espécie está presente do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, ocupando os biomas Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga e Pampa (Bassetti *et al.*, 2023). O Brasil representa mais de 70% da distribuição global da espécie (Bassetti *et al.*, 2023), que está frequentemente associada a regiões com elevada densidade demográfica e níveis de urbanização, e é frequentemente encontrada em ambientes antropizados (Filogônio *et al.*, 2010; Marques *et al.*, 2016; Mascarenhas-Júnior *et al.*, 2020), tornando a espécie dos crocodilianos brasileiros com maior complexidade para a conservação (Bassetti *et al.*, 2023). Por ser frequentemente encontrada em ambientes urbanizados, a espécie pode não ser reconhecida como ameaçada, pois a modificação do ambiente parece não afetar a ocorrência de populações em ambientes perturbados (Freitas Filho, 2008; Filogônio *et al.*, 2010; Marques *et al.*, 2016; Barboza *et al.*, 2024). Contudo, a perda e modificações do habitat natural são consideradas ameaças para a espécie e podem afetar, entre outros, o tamanho, a saúde e a viabilidade das populações (Bassetti *et al.*, 2023), mas não parecem levar à extinção local das populações (Filogônio *et al.*, 2010).

*Caiman latirostris* é classificado atualmente como “Baixo risco/menos preocupante” (LC) na lista de espécies da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN – International Union for Conservation of Nature) (Siroski *et al.*, 2020). Contudo, as populações brasileiras de *C. latirostris* estão fragmentadas ao longo de sua distribuição e sofrendo impactos das ameaças

conhecidas para a espécie, como a perda de habitat resultado dos avanços da urbanização e agricultura (Bassetti *et al.*, 2023), caça ilegal (Yves *et al.*, 2018) e contaminação (Freitas-Filho, 2008; Dos Santos *et al.*, 2021; Dos Santos *et al.*, 2024). A fragmentação das populações as expõe a diferentes ameaças e diferentes intensidades dessas ameaças, refletindo em populações classificadas como “Em Perigo de Extinção” (EN) em listas estaduais de espécies ameaçadas, como nas listas dos estados do Espírito Santo (Bérnils *et al.*, 2019) e Rio de Janeiro (Bergallo *et al.*, 2000).

Vários trabalhos para investigar as populações de *C. latirostris* foram conduzidos ao longo do tempo, abrangendo diferentes regiões e níveis de degradação ambiental (e.g. Filogônio *et al.*, 2010; Carvalho Jr. e Batista, 2013, Passos *et al.*, 2014; Marques *et al.*, 2016; Mascarenhas-Júnior *et al.*, 2020; Yves *et al.*, 2023). No entanto, novas regiões de ocorrência ainda estão sendo registradas para a espécie (Barreto-Lima *et al.*, 2023), sugerindo que ainda são necessários estudos sobre a distribuição geográfica, além de estudos sobre estado saúde e de conservação das populações do jacaré-de-papo-amarelo (Siroski *et al.*, 2020; Bassetti *et al.*, 2023).

Essa lacuna de conhecimento é ainda mais preocupante quando consideramos que as ameaças à biodiversidade variam significativamente conforme o contexto local e os métodos utilizados para avaliá-las, tornando as classificações globais pouco aplicáveis para a conservação (Bellard *et al.*, 2022). Portanto, embora as ameaças para a espécie sejam conhecidas, a relevância delas pode variar drasticamente dependendo da localização, tipo de habitat e intensidade da ameaça, ressaltando a necessidade de abordagens de conservação adaptadas ao contexto específico de cada população de *C. latirostris*.

Recentemente, um estudo genômico conduzido por Ornellas (2024) identificou cinco Unidades Evolutivas Significativas (ESU - Evolutionarily Significant Unit) de *C. latirostris* ao longo da distribuição da espécie na América do Sul, reforçando a ideia de que *C. latirostris* representa um complexo de espécies (Borges *et al.*, 2018; Roberto *et al.*, 2020). Ornellas (2024) sugere ainda que cada uma dessas ESU pode sofrer pressões distintas e ser afetada por diferentes vetores de ameaça. Diante da complexidade de conservação e das lacunas de conhecimento existentes, este estudo tem como objetivo principal entender a dinâmica espaço-temporal da perda de habitat de populações de *C. latirostris* e suas implicações para a conservação. Para isso, foram realizados mapeamentos dos principais vetores de perda de habitat ao longo da distribuição das populações, identificando as mudanças do habitat ao longo do tempo.

## **METODOLOGIA**

### **Delimitação das populações**

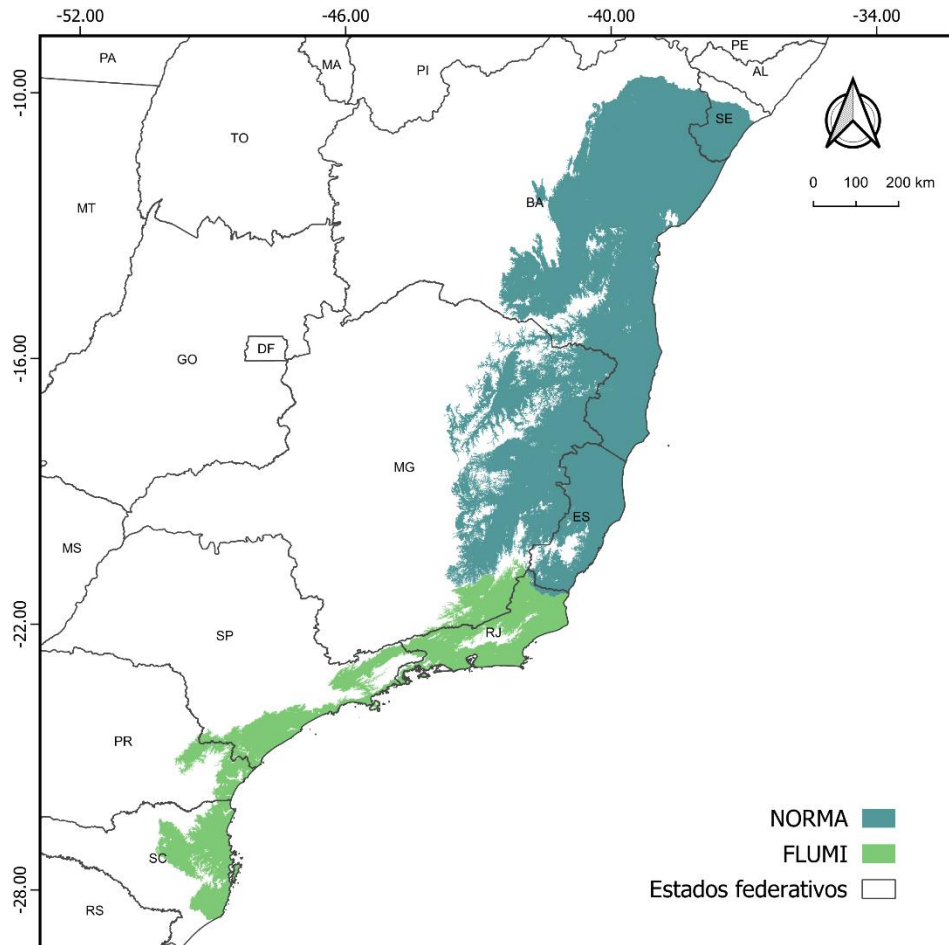
Para este estudo foram utilizadas as populações de *C. latirostris* de acordo com as ESU delimitadas por Ornellas (2024) e que dentro desse limite estabelecido, tenham populações ameaçadas seguindo os critérios de classificação de risco de extinção da IUCN. Na lista da IUCN, a espécie não apresenta risco de extinção, contudo as populações de *C. latirostris* dos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro estão classificadas como Em Perigo (EN) em suas listas estaduais de espécies ameaçadas (Bérnils *et al.*, 2019; Bergallo *et al.*, 2000).

### **Espaço geográfico**

Para delimitar a distribuição das populações de *C. latirostris*, foram aplicados critérios geoespaciais baseados em bacias hidrográficas. Em crocodilianos, as bacias hidrográficas atuam como limitadores naturais, delineando as populações e influenciando a sua estrutura genética (Godshalk, 2006; Rangel, 2015; Borges *et al.*, 2018). Estudos genéticos e moleculares corroboram essa divisão, indicando que as populações de *C. latirostris* são geneticamente distintas entre diferentes bacias hidrográficas (Villela *et al.*, 2008; Amavet *et al.*, 2017; Borges *et al.*, 2018; Roberto *et al.*, 2020; Ornellas, 2024).

As áreas de distribuição das populações foram relacionadas com as Ecorregiões hidrográficas propostas por Abell *et al.* (2008). Utilizando o arquivo vetorial das ecorregiões (Abell *et al.*, 2008), através do software QGIS (QGIS Development Team, 2024) foram selecionadas as ecorregiões 328 (Nordeste Mata Atlântica), 329 (Paraíba do Sul), 330 (Ribeira de Iguape), 331 (Sudeste da Mata Atlântica) e 352 (Fluminense). A ecorregião 328 foi denominada Nordeste Mata Atlântica (NORMA) e as ecorregiões 329, 330, 331 e 352 foram agrupadas e denominadas Fluminense (FLUMI)(Figura 1).

Após a seleção das ecorregiões hidrográficas, foi realizado um corte de altitude no polígono excluindo áreas com altitude superior a 800m, altitude máxima de ocorrência para a espécie (Siroski *et al.*, 2020; Bassetti *et al.*, 2025). O corte de altitude foi realizado utilizando o Modelo Digital de Elevação (MDE) da extensão OpenTopografy para o QGIS (QGIS Development Team, 2024) para criar um arquivo de altitude das áreas de estudo. Com o arquivo de altitude gerado, foi realizada uma máscara e corte nos polígonos que representam as áreas de distribuição das populações, utilizando o software R (R Core Team, 2024).



**Figura 1** - Delimitação geográfica de populações de *Caiman latirostris* no Brasil: Nordeste Mata Atlântica (NORMA) e Fluminense (FLUMI). Sistema de coordenadas geográficas; Datum: WGS 84.

### Dados de ocorrência para as populações

Para obter os pontos de ocorrência para as populações deste estudo, foi realizada uma revisão nos dados de ocorrência de *C. latirostris*, usando coordenadas geográficas obtidas de plataformas digitais de acesso público, além de informações cedidas por pesquisadores especialistas. Dessa maneira, os dados deste estudo foram extraídos na plataforma ICMBio/SALVE em 05 de agosto de 2024 (ICMBio/Salve, 2024), que foram complementados com dados obtidos do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade do ICMBio (SISBIO/ICMBio) em 20 de junho de 2024 (ICMBio/Sisbio, 2024). Além dessas fontes, o pesquisador Rodrigo Giesta Figueiredo, da UFES - Universidade Federal do Espírito Santo, cedeu os pontos de ocorrência obtidos por meio do projeto "Jacarés Rurais: Monitoramento de *Caiman latirostris* (Daudin, 1801) na Mata Atlântica sul capixaba", e dados da plataforma colaborativa *iNaturalist*, foram cedidos por Souza (2024). Os dados do *iNaturalist* foram triados para excluir dados de animais registrados em cativeiro (por exemplo, laboratórios e zoológicos) para evitar o registro de distribuição erroneamente, e selecionando os dados com

nível mais alto de qualidade da plataforma classificados como “Nível de pesquisa” (Souza, 2024). Essa classificação é concedida quando o registro é validado por pelo menos três colaboradores e/ou especialistas da comunidade da plataforma (*iNaturalist*, 2025).

A partir dos pontos de ocorrência planilhados, foi realizada uma seleção destes pontos no software R (R Core Team, 2024) de acordo com a área de distribuição das populações de estudo. Através de sobreposição dos dados de ocorrência com a área de distribuição foi realizada a extração dos pontos das populações de interesse. As coordenadas geográficas obtidas foram processadas no *software* QGIS (2024) para criar mapas com os pontos de distribuição das populações de *C. latirostris*.

### Identificação das classes de uso e cobertura do solo

Foram identificadas as classes de uso e cobertura do solo (LULC - Land Use Land Cover) para cada ameaça de perda de habitat, listadas pela IUCN e pelo Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade, do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/SALVE), assim como as classes de áreas naturais consideradas ambientes de ocorrência para a espécie. As classes identificadas em duas categorias, “Área natural” ou “Ameaça”, foram relacionadas com as classes LULC fornecidas pela coleção 9.0 do Projeto MapBiomias (2024b) (Tabela 1).

**Tabela 1** – Classes identificadas como Área natural e Ameaça e códigos correspondentes do MapBiomias

Classe	ID-MapBiomias
Áreas naturais	
1.1 Formação Florestal	3
1.2 Formação Savânica	4
1.3 Mangue	5
2.1 Campo Alagado e Área Pantanosa	11
2.5 Restinga herbácea	50
5.1 Rio, Lago e Oceano	33
Ameaças IUCN/SALVE	
3.1 Pastagem	15
3.2 Agricultura	18
3.4 Mosaico de Usos	21
4.2 Área Urbanizada	24
4.3 Mineração	30
4.4 Outras Áreas não Vegetadas	25
5.2 Aquicultura	31

Após a seleção das classes disponíveis no MapBiomias, foi realizada uma reclassificação e agrupamento em novas classes (Tabela 2).

**Tabela 2** - Classes MapBiomias agrupadas e reclassificadas

Classe	ID-MapBiomias	Pixel_novo
Áreas naturais		
Áreas úmidas	11;33	1
Outras áreas naturais	3;4;5;50	2
Ameaças IUCN/SALVE		
Agricultura e aquicultura	15;18;21;31	3
Área urbana/comercial	24;25	4
Mineração	30	5

### Padrões espaciais das classes de uso do solo

Para realizar as análises de distribuição espacial das classes (“Área natural” e “Ameaça”) para as populações de *C. latirostris*, foram extraídos dados da área ocupada por cada classe do primeiro e último anos disponíveis. A extração dos dados foi realizada pela plataforma Google Earth Engine (GEE - <https://earthengine.google.com/>) através de roteiros fornecidos pelo Projeto MapBiomias (2024b).

Os mapas de LULC utilizados foram produzidos pelo Projeto MapBiomias - Coleção 9 (<https://mapbiomas.org/>) com resolução de 30m. O parâmetro temporal da IUCN utiliza três vezes o Comprimento da Geração (GL - Generation Length) da espécie. O GL para *C. latirostris* é igual a 15 anos (Siroski *et al.*, 2020), portanto, três gerações corresponderiam a 45 anos. No entanto, pela falta de dados disponíveis, as análises foram realizadas com os dados de 1985 a 2023, totalizando um período de 39 anos.

Com os principais vetores identificados e extraídos ao longo da distribuição das populações da espécie, foi calculada a área atual ocupada (em %) para cada classe sobreposta às distribuições das populações. Foram estimadas as mudanças absolutas de cada classe comparando o primeiro ano em relação ao último ano, ou seja, qual foi a redução/ incremento de área (ha) para cada classe durante o período. Para verificar a dinâmica de ganho ou perda de área das classes e estimar a mudança relativa (% ganho/perda) de cada classe no período, foram utilizados os dados do primeiro e último anos usando a seguinte equação (Equação 1):

$$\% \text{ de perda ou ganho de área} = \left[ 1 - \left( \frac{\text{área inicial}}{\text{área final}} \right) \right] * 100$$

A equação utilizada é uma adaptação realizada por Santos e colaboradores (2024) da equação utilizada pela IUCN para estimar o declínio populacional das espécies (IUCN, 2024).

Para realizar as análises da dinâmica temporal das classes (“Área natural” e “Ameaça”) para as populações de *C. latirostris*, os dados de transição das classes para o período analisado foram extraídos pela plataforma GEE, através do roteiro MapBiomias (toolkit-lulc.js)(2024).

Ainda, através do GEE, foram extraídos mapas binários que fornecem a presença/ausência das classes de interesse do período através do roteiro desenvolvido e disponibilizado por Butti e colaboradores (2022).

Com os dados de transição extraídos, foi realizada decomposição, reagrupamento e reclassificação das classes de acordo com novo agrupamento adotado neste estudo (Tabela 2). Os dados foram recalculados combinando os códigos do primeiro e do último ano das novas classes utilizando a seguinte equação (Equação 2):

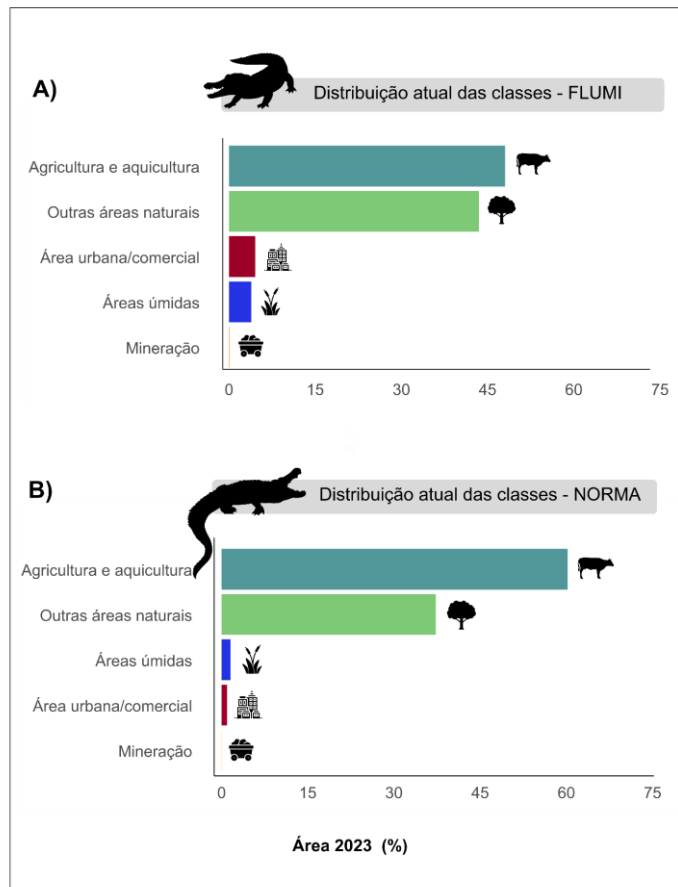
$$\text{transição} = (CFY \times 100) + CLY$$

onde CFY é a classe identificada no primeiro ano e CLY é a categoria da classe identificada no último ano. A multiplicação na primeira parte da equação possui função de facilitar a visualização das transições. Com essa abordagem foi possível identificar mudanças de qualquer classe para outra, sendo possível determinar qual classe contribuiu para o ganho ou perda de áreas em todas as classes analisadas.

Para representar o fluxo das mudanças no uso e cobertura do solo ao longo do tempo, durante o período de 1985 a 2023, foi utilizado como ferramenta o Diagrama de Sankey. O diagrama de Sankey foi gerado no software R (R Core Team, 2024) a partir do roteiro desenvolvido e disponibilizado por Santos e colaboradores (2024). A ferramenta ilustrou a transição das classes LULC nas duas regiões geográficas analisadas, permitindo a identificação de padrões de conversão das classes ao longo do tempo.

## RESULTADOS

As três classes de ameaça e duas classes de áreas naturais foram identificadas para as populações das linhagens FLUMI e NORMA de *C. latirostris*, e apresentaram padrões distintos de distribuição. Nas duas populações a paisagem das áreas de distribuição é dominada pela classe “Agricultura e Aquicultura”, com 48,03% e 60,2% para FLUMI e NORMA respectivamente, e seguida da classe “Outras áreas naturais” (43,5% para FLUMI e 37,26% para NORMA). No entanto, enquanto para FLUMI a terceira maior área foi “Área urbana/comercial”, com 4,55%, seguida por “Áreas úmidas” com 3,86%, NORMA apresentou posições inversas para essas classes, com 1,55% para “Áreas úmidas” e 0,96% para “Área urbana/comercial”. Em ambas as linhagens, “Mineração” apresentou a menor área, com valores iguais ou menores que 0,06% (em FLUMI). A soma das classes menos representativas em NORMA, “Área urbana/comercial” e “Mineração”, representam uma área ocupada menor que 1% (Figura 2).



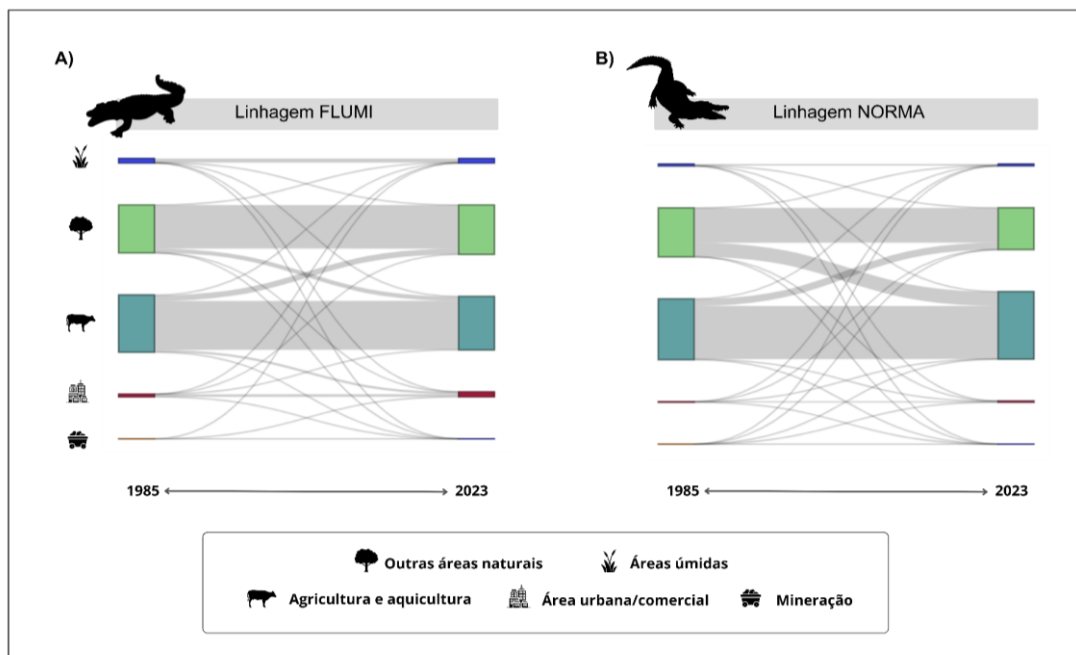
**Figura 2** – Área ocupada atualmente (em %) para cada classe (Área natural e Ameaças) dentro da área de distribuição de duas populações de *C. latirostris*: (A) FLUMI e (B) NORMA.

Em relação às mudanças que ocorreram do primeiro para o último ano analisado, as linhagens também apresentaram resultados diferentes. Para a categoria “Áreas naturais”, as duas populações apresentaram redução da classe “Áreas úmidas”, -2,33% para FLUMI e -8,86% para NORMA. Porém, para a classe “Outras áreas naturais”, houve uma estabilidade com discreta alta para FLUMI (0,49%) e uma perda considerável para NORMA (-16,42%). As classes da categoria “Ameaças” também apresentaram padrões diferentes de mudança do uso e cobertura do solo. A classe “Agricultura e Aquicultura” reduziu -9,92% em FLUMI e aumentou 6,69% em NORMA. As demais classes de ameaça apresentaram a mesma tendência nas duas linhagens, acréscimo de 95,94% (FLUMI) e 129,72% (NORMA) para “Áreas urbana/comercial” e crescimento de 438,34% (FLUMI) e 493,05% (NORMA) para a classe “Mineração” (Tabela 3).

**Tabela 3** - Área atual absoluta (ha) e relativa (%) e mudança absoluta (ha) e relativa (%) de cada classe do primeiro ano (1985) ao último ano (2023) da série temporal.

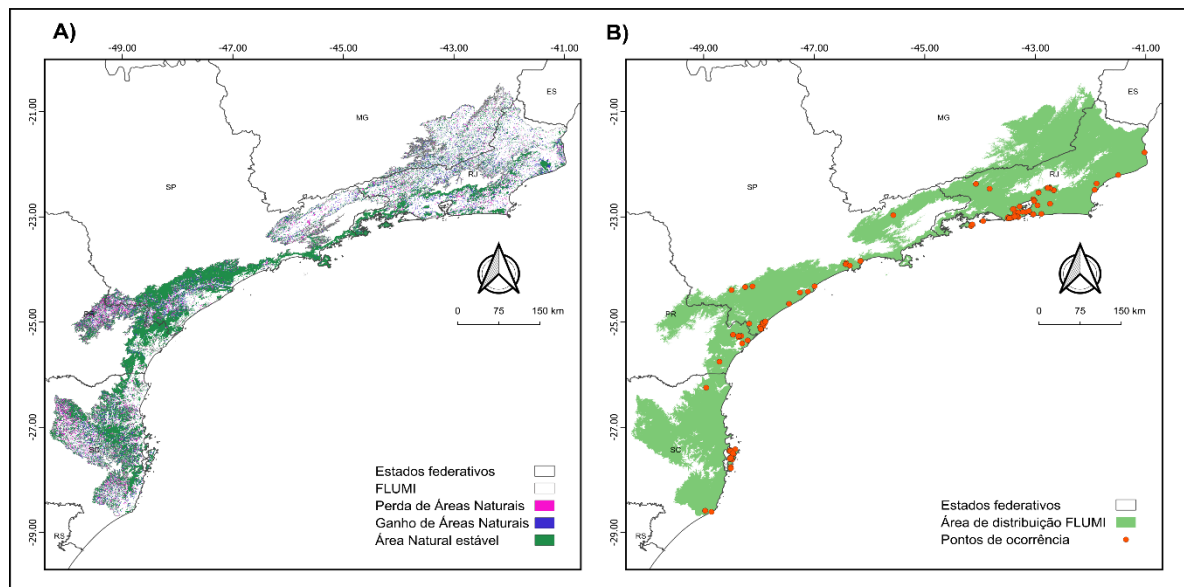
Classe	FLUMI				NORMA			
	Área atual (ha)	Área atual (%)	Mudança absoluta (ha)	Mudança relativa (%)	Área atual (ha)	Área atual (%)	Mudança absoluta (ha)	Mudança relativa (%)
Áreas naturais								
Áreas úmidas	412.591,3	3,86	-9.843,6	-2,33	603.440,1	1,55	-58.692,2	-8,86
Outras áreas naturais	4.653.031,7	43,50	22747,1	0,49	14.491.168,5	37,26	2.846.306,0	-16,42
Ameaças IUCN/SALVE								
Agricultura e aquicultura	5.138.237,3	48,03	-566.106,6	-9,92	23.411.653,5	60,20	1.468.061,0	6,69
Áreas urbana/comercial	487.249,6	4,55	238.537,3	95,91	373.759,0	0,96	211.056,2	129,72
Mineração	6.629,1	0,06	5.397,7	438,34	12.058,5	0,03	10.025,2	493,05

Durante o período de 39 anos, as áreas analisadas apresentaram taxa de desmatamento de 3,75% (-400.937,95 ha) e 12,55% (-4.879.112,23 ha) para FLUMI e NORMA respectivamente. A classe responsável pelas taxas de desmatamento foi “Agricultura e Aquicultura” em ambas as linhagens com 97,69% para FLUMI e 99,39% para NORMA. As classes “Áreas urbana/comercial” e “Mineração” contribuíram com 2,04% e 0,27% para FLUMI e 0,53% e 0,09% para NORMA (Figura 3). Os mapas de ganho e perda de habitat, demonstram que a maior perda de habitat para a população FLUMI ocorreu à oeste da sua distribuição nos estados de Santa Catarina e Paraná (Figura 4). Para a população NORMA os mapas evidenciaram que a região ao norte da sua distribuição, especialmente no estado da Bahia, foi a que sofreu maior impacto de perda de habitat, com outros pontos importantes na região costeira do mesmo estado (Figura 5).

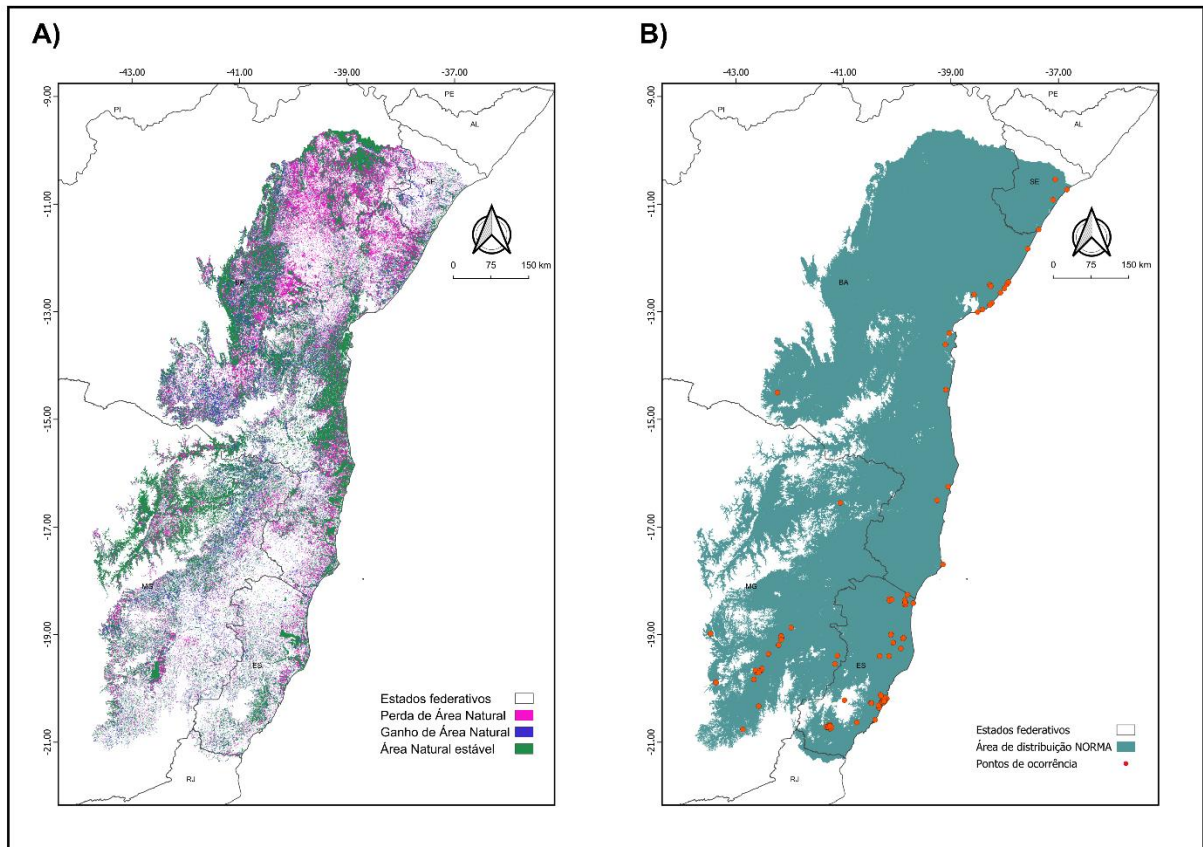


**Figura 3** - Diagrama de Sankey das transições de cada classe (Área natural e Ameaças) entre o primeiro ano (1985) e o último ano (2023) ao longo da distribuição das populações de *C. latirostris*: (A) FLUMI e (B) NORMA.

Por outro lado, foi possível observar áreas de expansão da cobertura florestal nas duas populações. FLUMI apresentou um ganho de 534.228,97 ha (4,99%) e NORMA 2.401.591,4 ha (6,18%) no período analisado. O maior responsável pelo ganho de “Áreas naturais” foi a recuperação de áreas da classe “Agricultura e Aquicultura”, que contribuiu com mais de 99% de ganho de habitat nas duas linhagens (Figuras 3 e 4). Por fim, é perceptível que as “Áreas Naturais” que apresentam mais estabilidade na vegetação são áreas que estão dentro de áreas protegidas. Em FLUMI as áreas estáveis sobrepõem a Serra do Mar e áreas no litoral norte do estado de São Paulo e sul do Rio de Janeiro, áreas conhecidas por possuírem importantes fragmentos de Mata Atlântica e Unidades de Conservação. Para a população NORMA, as áreas mais estáveis ficam em Unidades de Conservação no estado do Espírito Santo (Reserva Biológica de Sooretama), no estado de Minas Gerais (Parque Estadual do Rio Doce) e no estado da Bahia (Parque Nacional do Descobrimento, Parque Nacional do Pau Brasil, Reserva Biológica do Una, entre outros).



**Figura 4** – (A) Dinâmica do habitat da população FLUMI de *C. latirostris*, no período de 1985 a 2023, representando a perda e ganho de “Áreas Naturais”, assim como as áreas onde o habitat se manteve estável. (B) Distribuição dos registros de ocorrência ao longo da área de distribuição da população FLUMI de *C. latirostris*. Sistema de coordenadas geográficas; Datum: WGS 84.



**Figura 5** – (A) Dinâmica do habitat da população NORMA de *C. latirostris*, no período de 1985 a 2023, representando a perda e ganho de “Áreas Naturais”, assim como as áreas onde o habitat se manteve estável. (B) Distribuição dos registros de ocorrência ao longo da área de distribuição da população NORMA de *C. latirostris*. Sistema de coordenadas geográficas; Datum: WGS 84.

## DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo evidenciam padrões distintos do uso e cobertura do solo, de perda e ganho de habitat ao longo do tempo para as áreas analisadas de duas populações de *C. latirostris* no Brasil, NORMA e FLUMI. As duas populações apresentaram diferentes padrões de uso e cobertura do solo em suas áreas de distribuição atuais. Contudo, apesar de terem diferentes resultados, as duas linhagens apresentaram a classe “Agricultura e Aquicultura” predominantemente em suas áreas de ocorrência atuais, demonstrando ser a maior pressão de uso do solo para a área de ocorrência das linhagens. Os padrões de conversão de uso do solo observados neste estudo são consistentes com pesquisas anteriores sobre perda de habitat em ecossistemas tropicais (Hansen *et al.*, 2013; IPBES, 2019; Joly *et al.*, 2019).

As áreas de altitude na área de distribuição de FLUMI apresentaram maior preservação da vegetação, um padrão esperado dado que essas regiões tendem a ter menor ocupação da terra por atividades antrópicas, como agricultura e áreas urbanas e comerciais, gerando uma menor pressão antrópica (Ribeiro *et al.*, 2009). Além disso, as áreas localizadas dentro de

Unidades de Conservação se mostraram mais estáveis, evidenciando o papel das categorias de proteção na manutenção de ambientes naturais e na mitigação dos impactos antrópicos conforme estabelecido pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (BRASIL, 2000).

A perda de “Áreas naturais” em NORMA foi mais intensa que em FLUMI, especialmente para a classe "Outras áreas naturais", o que caracteriza o desmatamento e a conversão de florestas para outras classes. Observou-se que, na região de distribuição da população NORMA, a maior perda de “Áreas naturais” ocorreu a noroeste dessa área, localizada no nordeste do estado da Bahia. Essa região, caracterizada como semiárido, liderou o desmatamento do bioma Caatinga em 2023, com 93.437 hectares desmatados, um aumento de 34% em relação ao ano anterior. Entre 2018 e 2023, mais de 400 mil hectares foram desmatados no estado da Bahia, sendo que 51,8% dessas áreas receberam autorização para supressão da vegetação (MapBiomias, 2024a). Apesar da conversão de “Outras áreas naturais” para “Agricultura e Aquicultura”, nesta área não se tem conhecimento de ocorrência da espécie (Figura 5). Por outro lado, em FLUMI houve uma relativa estabilidade das “Áreas naturais”, possivelmente influenciada pela presença de unidades de conservação, menor pressão por extração de madeira e expansão agrícola no período analisado. Localizada nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, a região é historicamente vinculada à exploração madeireira desde o período colonial, com intensificação do desmatamento no final do século XIX e início do XX, em consequência da industrialização das madeiras, expansão urbana e avanço das fronteiras agrícolas (Victor *et al.*, 2005; Cabral & Cesco, 2008; Ferreira & Silva, 2011). A partir da década de 1980, as discussões sobre sustentabilidade socioambientais ganharam crescente relevância, impulsionando a formulação de políticas públicas focadas no controle dos impactos ambientais, incluindo a criação de reservas e parques florestais, medidas de controle do desmatamento e iniciativas de reflorestamento (Drummond *et al.*, 2010).

No entanto, enquanto a maioria dos estudos destaca a conversão de florestas para áreas agrícolas (Rezende *et al.*, 2018; Rosa *et al.*, 2021; Butti *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2024 Vancini *et al.*, 2024), os dados deste estudo, além disso, indicam uma redução significativa das “Áreas úmidas”, especialmente em NORMA (-8,86%), o que não é tão frequentemente relatado na literatura. Neste estudo foi realizada a separação de “Áreas úmidas” (somando os dados das classes relacionadas com os corpos d’água e áreas alagadas) de “Outras Áreas Naturais”, pois a ocorrência da espécie está estritamente relacionada com os corpos d’água, portanto, é importante analisar a dinâmica espaço-temporal especificamente dos ambientes com presença direta da água. Na plataforma MapBiomias Água (2025), os dados para o bioma Mata Atlântica mostram que a superfície d’água da região apresenta números superiores à média dos dados

históricos, período de 1985 a 2024. Esses dados apontam uma tendência de crescimento da superfície d'água desde o ano de 2022. O crescimento acumulado da superfície d'água no período analisado foi de 210.471 ha, 10,3% de ganho, sendo o segundo maior em crescimento de superfície dos biomas brasileiros, perdendo apenas para o bioma Amazonas (MapBiomas Água, 2025). É importante ressaltar que do total de superfície d'água da Mata Atlântica, 50,75% são águas utilizadas para hidrelétrica (dados versão Beta - corpos hídricos) (MapBiomas Água, 2025), que é considerada uma importante ameaça para a espécie, pois as construções dessas represas causam inundações que destroem os habitats e áreas de nidificação terrestres e flutuantes, além de causar mudança no ciclo hidrológico impactando o regime de cheia e seca (Mourão & Campos, 1995; Bassetti *et al.*, 2023). No período analisado, a categoria Hidrelétrica apresentou crescimento de 364.649 ha (49,8%) e em contrapartida a categoria Natural apresentou diminuição de 212.010 ha (18,8%) (MapBiomas Água, 2025).

Além dos dados disponibilizados por tipo de bioma na ferramenta MapBiomas Água, a plataforma disponibilizará a extração de dados através do GEE, onde utilizando os roteiros existentes é possível realizar pesquisa de dados com áreas específicas. Contudo, não foi possível realizar essas análises através da ferramenta pois a opção de indicar áreas de estudo específicas ainda não se encontra disponível pela plataforma. Novas análises poderão ser realizadas com a disponibilização do uso da ferramenta. Esses dados podem trazer maiores esclarecimentos sobre a dinâmica dos corpos d'água e como esses processos podem influenciar as populações de *C. latirostris*.

Outro aspecto relevante foi o crescimento expressivo da classe "Mineração", com aumento de 493,05% em NORMA e 438,34% em FLUMI. Isso sugere que a exploração mineral, mesmo ocupando uma proporção reduzida da paisagem, tem crescido e pode representar uma ameaça para as populações de *C. latirostris*, especialmente pela poluição e contaminação das águas com metais pesados (Freitas-Filho, 2008; Dos Santos *et al.*, 2021; Dos Santos *et al.*, 2024). Além de representar uma ameaça direta às populações de *C. latirostris*, a mineração pode impactar negativamente outras espécies e a biodiversidade, contaminando a cadeia alimentar e a saúde humana em áreas próximas (Correia *et al.*, 2014; Barillaro, 2024; Da Costa, *et al.*, 2023).

De maneira geral, as populações não sofreram perdas consideráveis de habitat quando consideramos os critérios de avaliação de risco de extinção da IUCN. O critério A da Lista Vermelha da IUCN é utilizado para avaliar a redução populacional conhecida de uma espécie (IUCN, 2024). Quando não existem dados de censo populacional consistentes, como no caso da distribuição da espécie *C. latirostris* e também das populações consideradas neste estudo (FLUMI e NORMA), é possível usar estimativas, inferências ou projeções baseadas em outros

fatores que indicam declínio populacional, como com base em dados disponíveis sobre declínio da área de ocupação, extensão de ocorrência ou qualidade do habitat (IUCN, 2024).

Para ser considerada ameaçada, a redução populacional deve atingir limiar de 30% (VU - Vulnerável) ao longo de três gerações (IUCN, 2024). A população NORMA foi a que apresentou a maior perda de área classificada neste estudo como habitat, com perda de -16,42% em “Outras áreas naturais”, com perda concentrada na região do semiárido baiano, área que historicamente não possui ocorrência da espécie. A categoria “Áreas úmidas” apresentou redução de -8,86%. Dessa maneira, seguindo o critério A para avaliação de risco de extinção da IUCN, a perda apresentada não justifica nenhuma classificação de ameaça. Para a linhagem FLUMI houve um decréscimo de -2,33% em “Áreas úmidas” e estabilidade com discreta alta em “Outras áreas naturais” (0,49%), resultados que não enquadram as populações como ameaçada de extinção seguindo o critério de avaliação.

As duas populações possuem distribuição majoritariamente no domínio do bioma Mata Atlântica. Os estudos que quantificaram a cobertura florestal da Mata Atlântica foram empregando novas tecnologias e avanços na metodologia ao longo do tempo. As estimativas iniciais de trabalhos que analisaram a área total do bioma, eram que restavam de 7 a 8% de cobertura florestal (SOS Mata Atlântica/INPE, 2000; Galindo-Leal & Câmara, 2003). Os estudos seguintes estimaram que ainda restavam de 10 a 12% (SOS Mata Atlântica/INPE, 2008; Ribeiro *et al.*, 2009). Os estudos mais recentes, com emprego de imagens com melhor resolução, apontam que a cobertura florestal estava subestimada (Rezende *et al.*, 2018; Vancine *et al.*, 2024). Vancine e colaboradores (2024), estimaram que a vegetação florestal restante atualmente é igual a 22,9% e as estimativas anteriores tinham avaliado que restavam em torno de 28% de vegetação florestal (Rezende *et al.*, 2018). Estes estudos evidenciam que, além da melhor tecnologia para análise dos dados, observou-se um aumento na cobertura florestal após o ano de 2005, e parece estar relacionado com a regeneração natural resultante da Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006) (Rezende *et al.*, 2018; Vancini *et al.*, 2024; Amaral *et al.*, 2025), que regulamenta o uso e a conservação deste bioma, estabelecendo normas para a exploração, corte e supressão de sua vegetação (Brasil, 2006).

Contudo, é preciso utilizar e interpretar esses dados com cautela, pois estes estudos apontam que apesar da vegetação florestal ser estimada atualmente em 22,9% (Vancine *et al.*, 2024), está ocorrendo uma substituição de vegetação primária por vegetação secundária em números alarmantes na Mata Atlântica (Rezende *et al.*, 2018; Vancine *et al.*, 2024; Amaral *et al.*, 2025). Geralmente, as florestas secundárias possuem uma diversidade e complexidade estrutural menores quando comparadas com florestas primárias causando impactos

significativos na biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Rezende *et al.*, 2018; Vancine *et al.*, 2024; Amaral *et al.*, 2025).

A fragmentação do habitat também foi identificada nas populações através da ausência de áreas com pixels de cobertura do solo. Os estudos sobre cobertura e uso do solo realizados na Mata Atlântica apontam a fragmentação como um dos desafios críticos da conservação (Rezende *et al.*, 2018; Vancine *et al.*, 2024; Amaral *et al.*, 2025). A fragmentação do habitat e a intensa antropização resultantes de atividades humanas, como urbanização e construção de barreiras físicas (estradas e edificações), isolam populações e reduzem as áreas disponíveis para sua sobrevivência. Esse isolamento prejudica a dispersão e o fluxo gênico entre as populações, o que pode levar a um aumento na endogamia e à consequente perda de variabilidade genética, comprometendo a viabilidade das espécies a longo prazo. Estudos genéticos conduzidos com a espécie demonstraram que as populações estão claramente enfrentando impactos da fragmentação ao longo da sua distribuição, e identificam uma forte estruturação genética entre as populações em diferentes bacias hidrográficas brasileiras (Borges *et al.*, 2018; Roberto *et al.*, 2020; Quirino *et al.*, 2023; Ornellas, 2024). Essa divisão geográfica das linhagens pode ser atribuída a eventos históricos e barreiras ambientais que restringiram o fluxo gênico entre as populações durante a história de vida da espécie. Contudo é importante ressaltar que a contínua fragmentação do habitat, impulsionada por fatores como desmatamento, agricultura, barragens, representa uma ameaça significativa à conservação das linhagens da espécie (Borges *et al.*, 2018; Roberto *et al.*, 2020; Ornellas, 2024).

Outro critério de avaliação de risco de extinção das espécies proposto pela IUCN que é aplicável para a espécie é o critério B, que foca na distribuição geográfica limitada de uma espécie como indicador de risco de extinção. Ele utiliza duas métricas principais: a Extensão de Ocorrência (EOO - Extent of Occurrence) e a Área de Ocupação (AOO - Area of Occupancy) (IUCN, 2024). Observou-se que a ocorrência das populações não ocupa toda a área de distribuição delimitada neste estudo. Muito provavelmente a espécie não ocupe essas áreas, pois os pontos de ocorrência são monitorados e não houve nenhum registro nesses pontos. A avaliação da EOO e da AOO pode ser uma abordagem complementar para delimitar a real área de ocorrência das populações e entender melhor as ameaças enfrentadas pela espécie e embasar estratégias de conservação mais eficazes.

A caça também é uma importante ameaça para *C. latirostris*, reconhecida pela IUCN, mas é pouco documentada (Yves *et al.*, 2018; Bassetti *et al.*, 2023) e não foi abordada neste estudo pelas dificuldades de mensuração e pelo foco do trabalho ser mudanças das classes de uso e cobertura do solo. No entanto, além da caça, fatores também não abordados aqui, como poluição e contaminação por metais pesados, podem comprometer a sobrevivência das

populações e desencadear uma série de impactos ecológicos (Yves *et al.*, 2018). Apesar de aparentemente ser tolerante às modificações antrópicas no seu habitat, a espécie pode estar sofrendo com a degradação e poluição do ambiente, que pode trazer como consequência a imunossupressão dos indivíduos que aumenta a suscetibilidade a infecções oportunistas, permitindo a proliferação de microrganismos anteriormente controladas pelo sistema imunológico, tornando-os patogênicos no contexto de baixa imunidade (Basset, 2016). Embora esses impactos, inicialmente, não comprometam espécies mais resilientes, seu efeito pode ser particularmente significativo para espécies com longos tempos geracionais. Nesses casos, a persistência populacional em ambientes degradados não necessariamente indica estabilidade, podendo refletir um fenômeno conhecido como Débito de extinção - processo no qual a espécie continua ocorrendo temporariamente, mas com risco iminente de declínio populacional e eventual extinção (Kuussaari *et al.*, 2009; Figueiredo *et al.*, 2019).

Além disso, este trabalho ressalta que estudos futuros que analisem a dinâmica dos corpos d'água devem ser empregados para as ESUs da espécie, além da aplicação dos critérios A e B de avaliação de risco de extinção adotados pela IUCN. Parte das populações analisadas neste estudo possuem classificação "Em Perigo" e essas avaliações foram realizadas há mais de 20 anos, no caso do estado do Rio de Janeiro e aproximadamente há 10 anos no estado do Espírito Santo (Bérnils *et al.*, 2019; Bergallo *et al.*, 2000). De acordo com as diretrizes de avaliação da IUCN, esse processo deve ser realizado periodicamente em intervalos de 10 anos (IUCN, 2024). Portanto é necessário que novos estudos sejam conduzidos nesse sentido, podendo integrar modelagens preditivas para avaliar a tendência da perda de habitat nas próximas décadas, fornecendo subsídios mais robustos para políticas de conservação.

## REFERÊNCIAS

- ABELL, R. *et al.* *Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation.* **BioScience**, 2008.
- AMARAL, S. *et al.* *Alarming patterns of mature forest loss in the Brazilian Atlantic Forest.* **Nature Sustainability**, v. 8, n. 3, p. 256–264, 2025.
- AMAVET, P. S. *et al.* *The broad-snouted caiman population recovery in Argentina. A case of genetics conservation.* **Amphibia Reptilia**, v. 38, n. 4, 2017.
- BACCINI, A. *et al.* *Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss.* **Science**, v. 358, n. 6360, 2017.
- BARBOZA, R. S. L. *et al.* *Disturbed areas promote more parental care and less nesting preference in females of broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*).* **Animal Welfare**, v. 33, 2024.
- BARILLARO, J. *et al.* *Landscape degradation drives metal bioaccumulation in bats from Atlantic Forest cacao region, Brazil.* **Environmental Science and Pollution Research**, 2024.
- BARRETO-LIMA, A. F. *et al.* *First record of *Caiman latirostris* (Daudin, 1802) to the state of Ceará, Northeastern Brazil.* **HERPETOLOGY NOTES**, v. 16, p. 411-414, 2023.
- BASSET, L. A. B. *Estado sanitário do jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*) em paisagens antropizadas no Estado de São Paulo.* 2016. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.
- BASSETTI, L. A. *et al.* *Caiman latirostris. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade SALVE. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio*, 2023. Disponível em: <<https://salve.icmbio.gov.br>>. DOI: <<https://doi.org/10.37002/salve.ficha.18566>>
- BELLARD, C. *et al.* *Ranking threats to biodiversity and why it doesn't matter.* **Nature Communications**, 2022.
- BERGALLO, H. G. *et al.* *Fauna Ameaçada de Extinção do Estado do Rio de Janeiro.* Ed. **UERJ**, Rio de Janeiro, 166 p., 2000.
- BÉRNILS, R. S. *et al.* *Répteis ameaçados de extinção no Estado do Espírito Santo.* In: FRAGA, C. N.; FORMIGONI, M. H. F.; CHAVES, F. G. (Orgs.). *Fauna e Flora ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo.* Santa Teresa: **Instituto Nacional da Mata Atlântica**, p. 272-293, 2019.
- BOGONI, J. A. *et al.* *Continental-scale local extinctions in mammal assemblages are synergistically induced by habitat loss and hunting pressure.* **Biological Conservation**, v. 272, 2022.
- BORGES, V. S. *et al.* *Evolutionary Significant Units within Populations of Neotropical Broad-Snouted Caimans (*Caiman latirostris*, Daudin, 1802).* **Journal of Herpetology**, v. 52, n. 3, 2018.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. *Dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza.* **Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]**, Brasília, DF, 2000.

- BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. *Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]*, Brasília, DF, 26 dez. 2006. Disponível em: <[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm)>.
- BUTTI, M. *et al.* *Habitat loss estimation for assessing terrestrial mammalian species extinction risk: an open data framework.* **PeerJ**, v. 10, p. e14289, 2022.
- CABRAL, D. DE C.; CESCO, S. *Notes for a history of timber exploitation in the south-southeastern Brazilian Atlantic forest.* **Ambiente e Sociedade**. Universidade Estadual de Campinas, 2008.
- CARVALHO, E. A. R.; VÉRAS BATISTA, V. B. G. *Distribution and abundance of Caiman latirostris and Paleosuchus palpebrosus at grande sertão veredas National Park, central Brazil.* **Herpetological Conservation and Biology**, v. 8, n. 3, 2013.
- CHAZDON, R. L. *et al.* *Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics.* **Science Advances**, v. 2, n. 5, 2016.
- CORREIA, J. *et al.* *Mercury contamination in alligators (Melanosuchus niger) from Mamirauá Reservoir (Brazilian Amazon) and human health risk assessment.* **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 23, p. 13522–13527, 2014.
- DA COSTA, L. S. *et al.* *Heavy metals in hair of small mammals from the cacao agroforestry and Brazilian Atlantic Forest.* **Global Ecology and Conservation**, v. 46, 2023.
- DOS SANTOS, R. L. *et al.* *Metallic elements in aquatic herpetofauna (Crocodylia; Testudines) from a lentic Atlantic rainforest environment in northeastern Brazil.* **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 5, 2021.
- DOS SANTOS, R. L. *et al.* *Nondestructive evaluation of metal bioaccumulation and biochemical biomarkers in blood of broad-snouted caiman (Caiman latirostris) from Northeastern Brasil.* **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 00, n. 00, p. 1–18, 2024. DOI: 10.1002/etc.58232.
- DRUMMOND, J.A. *et al.* *Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil.* In: GANEM, Roseli Senna (Org.). *Conservação da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas*. 1. ed. **Brasília: Câmara dos Deputados**, p. 341-385, 2010.
- ESTES, J. A. *et al.* *Trophic Downgrading of Planet Earth.* **Science**, v. 333, n. 6040, p. 301–306, 2011.
- FAHRIG, L. *Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity.* **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>>.
- FERREIRA, P. F.; SILVA, A. G. *A história da degradação da cobertura vegetal da região costeira do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil.* **Natureza on line**, v. 9, n. 1, p. 10-18, 2011.
- FIGUEIREDO, L. *et al.* *Understanding extinction debts: spatio-temporal scales, mechanisms and a roadmap for future research.* **Ecography**, v. 42, p. 1973-1990, 2019.

- FILOGONIO, R. *et al.* *Distribution of populations of broad-snouted caiman (Caiman latirostris, Daudin 1802, Alligatoridae) in the São Francisco River basin, Brazil.* **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, 2010.
- FREITAS FILHO, R. F. *Dieta e avaliação da contaminação mercurial no jacaré-de-papo-amarelo, Caiman latirostris, Daudin 1802, (Crocodylia, Alligatoridae) em dois parques naturais no município do Rio de Janeiro, Brasil.* 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Biologia e Comportamento Animal) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2008.
- GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (orgs.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook.* Washington, DC: **Island Press**, 2003.
- GEE (Google Earth Engine): GOOGLE. *Google Earth Engine: Plataforma de análise geoespacial.* Disponível em: <<https://earthengine.google.com>>. Acesso em: 10 dez. 2024.
- GIBBONS, J. W. *et al.* *The Global Decline of Reptiles, Déjà vu amphibians.* **Bioscience**, v. 50, n. 8, 2000.
- GODSHALK, R. E. *Phylogeography and conservation genetics of the yacare caiman (Caiman yacare) of South America.* 2006. 227 f. Tese (Doutorado em Filosofia) – Universidade da Flórida, Gainesville, 2006.
- HANSEN, M. C. *et al.* *High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change.* **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013.
- HARFOOT, M. B. J. *et al.* *Using the IUCN Red List to map threats to terrestrial vertebrates at global scale.* **Nature Ecology and Evolution**, v. 5, n. 11, 2021.
- ICMBio/SALVE: ICMBIO. *Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE.* Disponível em: <<https://salve.icmbio.gov.br>>. Acesso em: 05 ago. 2024.
- ICMBio/SISBIO: ICMBIO. *Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO.* Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/ran/o-que-fazemos/sisbio.html>>. Acesso em: 20 jun. 2024.
- iNATURALIST. *iNaturalist: Observações de biodiversidade.* Disponível em: <<https://www.inaturalist.org>>. Acesso em: 30 mar. 2025.
- IPBES. *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.* Bonn, Alemanha: IPBES Secretariat, 2019. Disponível em: <<https://www.ipbes.net/global-assessment>>. Acesso em: 30 jul. 2024.
- IUCN Standards and Petitions Committee. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria.* Versão 16. 2024. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>>. Acesso em: 27 fev. 2025.
- JAUREGIBERRY, P. *et al.* *The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss.* **Science Advances**, v. 8, n. 45, 2022.
- JOLY, C. A. *et al.* *Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.* In: JOLY, C. A. *et al.* (Eds.). *1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos.* São Carlos: **Editora Cubo**, p. 129-210, 2019.

- KUUSSAARI, M. *et al.* *Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation*. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 10, p. 564-571, 2009.
- MALHI, Y. *et al.* *Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon*. **Science**, v. 319, p. 169-172, 2008.
- MAPBIOMAS. *Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2023*. São Paulo: MapBiomas, 2024a. 154 p. Disponível em: <<https://alerta.mapbiomas.org>>. Acesso em: 01 mar. 2025. DOI: 10.1088/1748-9326/ac5193.
- MAPBIOMAS: PROJETO MAPBIOMAS. *Coleção 9 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil*. 2024b. Disponível em: <<https://brasil.mapbiomas.org>>. Acesso em: 30 mar. 2024.
- MAPBIOMAS Água: PROJETO MAPBIOMAS. *MapBiomas Água: Mapeamento da Superfície de Água do Brasil*. Disponível em: <<https://plataforma.agua.mapbiomas.org>>. Acesso em: 01 mar. 2025.
- MARQUES, T. S. *et al.* *Population structure of the broad-snouted caiman (Caiman latirostris) in natural and man-made water bodies associated with a silvicultural landscape*. **Salamandra**, v. 52, n. 1, 2016.
- MASCARENHAS-JÚNIOR, P. B. *et al.* *Space-time distribution of Caiman latirostris (Alligatoridae) in lentic area of atlantic forest, Northeast of Brazil*. **Herpetology Notes**, v. 13, 2020.
- MOURÃO, Guilherme; CAMPOS, Zilca. *Survey of broad-snouted caiman (Caiman latirostris), marsh deer (Blastocerus dichotomus) and capybara (Hydrochaeris hydrochaeris) in the area to be inundated by Porto Primavera Dam, Brazil*. **Biological Conservation**, v. 73, p. 27-31, 1995.
- ORNELLAS, I. S. *Filogeografia de Caiman latirostris: da história à conservação da espécie*. 2024. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2024.
- PASSOS, L. F. *et al.* *Demographic and growth analysis of broad snouted caiman (Caiman latirostris) in a disturbed environment in southeastern Brazil*. **Herpetological Journal**, v. 24, n. 4, 2014.
- QGIS: QGIS Development Team. *QGIS Geographic Information System*. Versão 3.36. Open Source Geospatial Foundation Project, 2024. Disponível em: <<https://qgis.org>>. Acesso em: 30 mar. 2024.
- QUIRINO, W. *et al.* *Revisitando a diversidade e estrutura genética de Caiman latirostris (Alligatoridae: Crocodylia) no Brasil*. **Revista Científica Faesa**, Vitória, v. 19, n. 1, p. 104-124, 2023.
- R: R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Versão 4.4.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2024. Disponível em: <<https://www.R-project.org>>. Acesso em: 30 ago. 2024.
- RANGEL, S. M. H. *Dinâmica e estrutura populacional do jacaré-açu (Melanosuchus niger) na Amazônia*. 2015. 59 f. Dissertação (Mestrado em Genética, Conservação e Biologia Evolutiva) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2015.

- REZENDE, C. L. *et al.* *From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest.* **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.
- RIBEIRO, M. C. *et al.* *The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.* **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- RIPPLE, W. J. *et al.* *Status and ecological effects of the world's largest carnivores.* **Science**, v. 343, n. 6167, p. 151-162, 2014. 2014.
- ROBERTO, I. J. *et al.* *Unexpected but unsurprising lineage diversity within the most widespread Neotropical crocodylian genus Caiman (Crocodylia, Alligatoridae).* **Systematics and Biodiversity**, v. 18, n. 4, 2020.
- ROSA, M. R. *et al.* *Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs.* **Science Advances**, v. 7, n. 4, 2021.
- SANTOS, P. M. *et al.* *What, where, and how: a spatiotemporally explicit analysis of the drivers of habitat loss within the range of maned three-toed sloths (*Bradypus torquatus* and *Bradypus crinitus*).* **Mammal Review**, v. 54, p. 273–287, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/mam.12342>>.
- SIROSKI, P. *et al.* *Caiman latirostris.* **The IUCN Red List of Threatened Species, 2020:** e.T46585A3009813. DOI: 10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T46585A3009813.en. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/species/46585/3009813>>. Acesso em: 30 ago. 2024.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 1993-2000.* São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2000.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 2000-2008.* São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2008.
- SOUZA, M. T. *O que os cidadãos cientistas informam sobre os crocodilianos?*. 2023. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2023.
- TAMBOSI, L. R. *et al.* *A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity.* **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, 2014.
- VANCINE, M. H. *et al.* *The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation.* **Biological Conservation**, v. 291, 2024.
- VERDADE, L.; PIÑA, C. *Caiman latirostris.* **Catalogue of american amphibians and reptiles.**, v. Vol 833, p. 1–21, 2006.
- VICTOR, MA de M. *et al.* *Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois.* **Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brazil**, 2005.
- VILLELA, P. M. S. *et al.* *Macrogeographic genetic variation in broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*).* **Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology**, v. 309, n. 10, p. 628-636, 2008.
- YVES, A. *et al.* *Illegal hunting in a protect area: Impacts on the broad-snouted caiman *Caiman latirostris* in the Rio Doce State Park, southeast Brazil.* **Herpetology Notes**, v. 11, 2018.

YVES, A. *et al.* *Distribution of broad-snouted caiman (Caiman latirostris) in the Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brasil.* **North-Western Journal of Zoology**, v. 19, n. 2, 2023.