

ANÁLISE ESPACIAL E MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO APLICADA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES: O CASO DA CAMBEVA *TRICHOMYCTERUS ALTERNATUS* (EIGENMANN 1917)

*Spatial analysis and ecological niche modeling applied to species conservation: a case study of the cambeva *Trichomycterus alternatus* (Eigenmann 1917)*

Igor Henrique Alves Nascimento

Ciências Biológicas, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Brasil

igor.alvs02@gmail.com

Jéssica Horta Silva

Medicina Veterinária, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Brasil

jessicahortamedvet@gmail.com

Antoniél Silva Fernandes

Geografia, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Brasil

antoniél@pucminas.br

Recebido: 04/01/2026

Aceito: 19/06/2026

Resumo

Bacias hidrográficas neotropicais sofrem com impactos antrópicos, que afetam diretamente as espécies de peixes. Aliado às alterações climáticas crescentes, resultam em impactos na distribuição e sobrevivência de espécies nativas e endêmicas. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo analisar a distribuição espacial de *Trichomycterus alternatus* através da Modelagem de Nicho Ecológico em cenários atuais e futuros na bacia hidrográfica do Rio Doce, sudeste do Brasil, a fim de identificar áreas prioritárias, fatores climáticos determinantes e limites ambientais para sua distribuição geográfica. A modelagem apresentou resultados satisfatórios na predição de potenciais áreas de distribuição de *T. alternatus*, com aumento expressivo de áreas de ocorrência da espécie. No entanto, fatores climáticos como a temperatura média e precipitação anual são fatores que limitam a sobrevivência da espécie, podendo se tornar obstáculos para sua ocorrência em cenários de longo prazo.

Palavras-chave: Modelagem de Nicho Ecológico, Rio Doce, Mudanças Climáticas.

Abstract

Neotropical river basins suffer from various anthropogenic impacts, which directly affect fish species. Combined with increasing climate change, results in impacts on the distribution and survival of native and endemic species. In this context, the present study aimed to analyze the spatial distribution of *Trichomycterus alternatus* through Ecological Niche Modeling in current and future scenarios in the Doce river basin, part of southeastern Brazil, in order to identify priority areas, determining climatic factors, and environmental limits for its geographical distribution. The ecological niche model successfully predict

ed potential distribution areas for *T. alternatus*, with a significant increase in the species' occurrence areas. However, climatic factors such as average temperature and annual precipitation limit the species' survival and may become obstacles in long term scenarios.

Keywords: Ecological Niche Modeling, Doce river, Climatic Changes.

1. INTRODUÇÃO

A região neotropical é conhecida por sua alta diversidade e endemismo de espécies, principalmente quando se trata da ictiofauna. Estima-se a ocorrência de mais de 7.000 espécies de peixes nas Américas Central e do Sul (Aguirre *et al.*, 2021). No entanto, as bacias hidrográficas da região neotropical, em especial as localizadas no Brasil, sofrem de diversos impactos que vão desde o lançamento de efluentes sem tratamento, pesca predatória, construção de barramentos para produção energética e atividades provenientes da mineração (Bentos *et al.*, 2021). Apesar de significativos, os impactos antrópicos não são as únicas causas de degradação nas bacias hidrográficas.

Alterações climáticas representam uma crescente ameaça para a ictiofauna, principalmente para espécies endêmicas, sensíveis ou com algum grau de ameaça. Tais fatores, aliados aos diferentes usos e ocupações do solo, muitas vezes realizados sem a devida fiscalização (desmatamentos e mineração ilegal, por exemplo) são fatores que afetam diretamente a sobrevivência e perpetuação das populações de peixes (Alvarenga *et al.*, 2021). Esse risco é potencializado em espécies endêmicas e de micro-habitats únicos, como em riachos e cabeceiras de drenagens, que servem como berçário e refúgio para muitas espécies. A mineração é especialmente impactante, principalmente quando considerado os impactos decorrentes de grandes desastres ambientais como os provenientes do rompimento de barragens e despejo de rejeitos de minérios sobre a calha dos rios.

A bacia do Rio Doce, é caracterizada por um clima tropical úmido tendo no mínimo 3 meses de escassez hídrica (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2002), mas que não apresenta uma uniformidade devido a distribuição geográfica, características do relevo e o encontro das massas de ar (Coelho, 2009). Além disso, apresenta variação morfoestrutural, dividindo-se em três Unidades Regionais: Alto, Médio — ambas situadas no estado de Minas Gerais (MG), onde tem a maior área de drenagem — e Baixo Rio Doce — situada no estado do Espírito Santo (ES) (Pinna; Wosiacki, 2003; Coelho, 2009). No ano de 2015, houve o rompimento da Barragem de rejeitos de minério de ferro no município de Mariana (MG), ocasionando a liberação de toneladas de rejeitos que foram depositados na

calha do Rio Doce, e que gerou impactos ambientais diversos (Sartori *et al.*, 2023). Dentre os impactos pode-se citar os que comprometeram a coleta de água para abastecimento público e os distúrbios provocados na ictiofauna (Vilardo; Katz; Costa, 2023).

O *Trichomycterus alternatus* (Eigenmann, 1917), popularmente conhecido como cambeva, é um peixe da família Trichomycteridae, sendo considerado o grupo com maior diversidade de espécies de água doce neotropicais (Costa *et al.*, 2021). Geralmente, os peixes do gênero *Trichomycterus spp.* estão presentes nas grandes bacias hidrográficas do Paraná e São Francisco (Vilardo; Katz; Costa, 2023). Todavia, algumas espécies, principalmente o *T. alternatus*, localizam-se, de forma mais pontual, nas bacias hidrográficas do Atlântico Leste no Brasil, em especial na bacia do Rio Doce (*ver pontos de ocorrência na figura 1*).

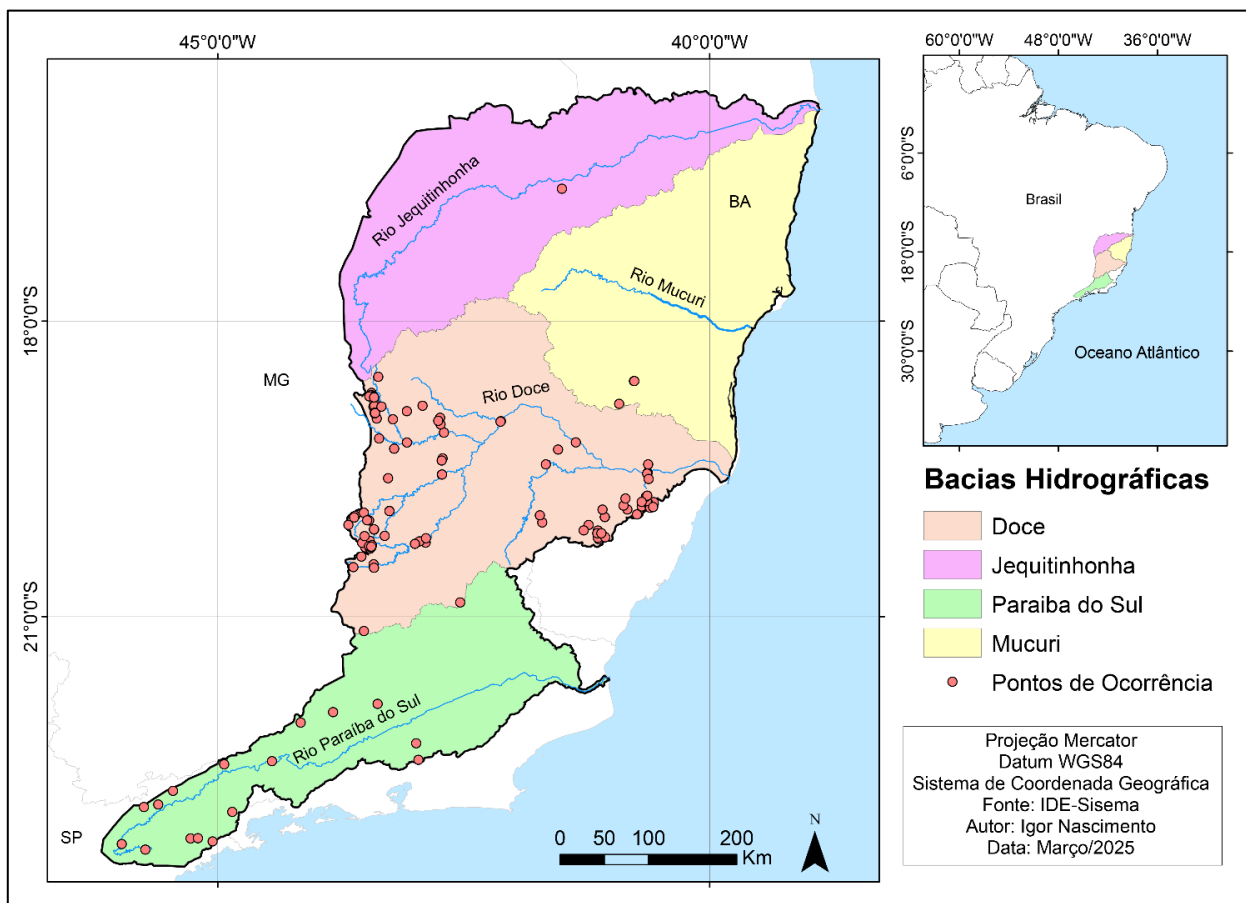


Figura 1 - Área de ocorrência e pontos observados de *Trichomycterus alternatus* nas bacias hidrográficas do Atlântico Leste, Brasil. **Fonte:** Elaborado pelos autores.

A espécie *Trichomycterus alternatus* é um peixe que habita ambientes de águas claras, frias, rasas e com fluxo relativamente elevado, característico de um ambiente lótico (Vieira; Gomes; Maia, 2015), com a presença de substratos rochosos e arenosos (Lima *et*

al., 2021). A espécie ocorre em um amplo gradiente altitudinal, com uma variação que se estende desde o nível do mar até aproximadamente 1.000 metros (Lima *et al.*, 2021). Segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2024), o *T. alternatus* é classificado na categoria pouco preocupante. Todavia, o alto grau de degradação da bacia do Rio Doce, região com o maior número de registros de indivíduos (*vide disposição da ocorrência de espécie em figura 1*), impõe ameaças de caráter difuso sobre as diferentes subpopulações da espécie, que ainda não podem ser quantificadas, mas devem ser monitoradas.

Nesse contexto, o objetivo desta pesquisa é analisar a distribuição espacial da *Trichomycterus alternatus* e modelar seu nicho ecológico em cenários presente e futuros na bacia hidrográfica do Rio Doce, visando indicar áreas prioritárias, os fatores climáticos relevantes e os limites de tolerância para sua ocorrência.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Amostragem e Área de Estudo

A área de estudo foi selecionada de acordo com os pontos de ocorrência registrados para a espécie *Trichomycterus alternatus*, correspondendo às bacias hidrográficas do Atlântico Leste (Doce, Paraíba do Sul, Jequitinhonha e Mucuri - Figura 1). Foram obtidos 244 registros de ocorrência da espécie em bases de informações públicas (GBIF - <https://www.gbif.org/>) e privadas (MCNIP - Museu de Ciências Naturais PUC Minas). Após a obtenção dos dados realizou-se a validação dos pontos de ocorrência, assim, registros duplicados, sem coordenadas geográficas ou sem registro de depósito em coleções científicas foram removidos do banco de dados, resultando em 115 ocorrências utilizadas nas análises posteriores (Tabela S1).

A partir dos pontos de ocorrência validados, foram gerados mapas de calor aplicados através do Método de Kernel, a fim de verificar os locais com maior densidade de ocorrência da espécie. Esses locais foram então utilizados como áreas alvo para posteriores análises. Em seguida obtivemos dados de uso e cobertura do solo da coleção 8 (referente aos anos de 2013 e 2023) da plataforma MapBiomas (2025). Esses dados foram utilizados na criação de diagramas de porcentagem com o auxílio do pacote 'ggplot2' no *software* R (R Core Team, 2025). Todos os mapas foram elaborados através do *software* ArcGis, versão 10.3 (ESRI, 2011).

2.2. Modelagem de Nicho Ecológico

Para a Modelagem de Nichos Ecológicos (MNE), os dados de 19 variáveis bioclimáticas foram obtidos através do banco de dados WorldClim, que fornece bases em escala global. Considerou dois possíveis cenários: otimista (ssp 126) e pessimista (ssp 585), e tendo duas escalas temporais para os cenários futuros, com 20 anos de período, o futuro de curto (2041-2060) e de longo prazo (2081-2100). As variáveis foram recortadas apenas para a bacia hidrográfica do rio Doce devido ser a área onde foram obtidas as maiores densidades de ocorrência da espécie alvo (Figura 2). Essa etapa foi realizada com o auxílio do *software* ArcGIS 10.3.

As 19 variáveis bioclimáticas foram então utilizadas para realizar testes estatísticos de correlação, através do *software* R, a fim de verificar quais possuem correlações positivas com os pontos de ocorrência da espécie alvo. Das 19 variáveis bioclimáticas 6 variáveis foram selecionadas para a MNE, sendo elas: Precipitação anual (bio12); Precipitação do mês mais seco (bio14); Precipitação do mês mais quente (bio18); Temperatura máxima do mês mais quente (bio5); Variação de temperatura anual (bio7); e Temperatura média do quartil mais seco (bio9).

As variáveis selecionadas capturam informações relevantes para a espécie uma vez que a temperatura e regime hídrico são fatores limitantes para a dispersão e sobrevivência da ictiofauna. Avilés-Hernández et al. (2025) relatam que espécies do gênero *Trichomycterus* possuem tolerância de alteração de temperatura de aproximadamente 7°C, sendo 11°C de variação reportado como letal para as espécies. As variáveis foram selecionadas, *a priori*, a partir do coeficiente de correlação de Pearson (Figura S1), onde foram selecionadas aquelas que apresentaram maior significado biológico para a espécie.

Com auxílio do *software* e do algoritmo MaxEnt (v. 3.4.1), foram desenvolvidos os modelos de nicho ecológico tanto para o cenário presente, como para os cenários futuros otimista e pessimista e de curto e longo prazo. A validação dos modelos foi realizada de acordo com os testes TSS, ROC e KAPPA, sendo aceitos apenas valores de sensibilidade, especificidade e calibração acima de 0.90. Das ocorrências obtidas, 20% foram usadas como teste de ajuste e 80% para realização do modelo, seguindo o estabelecido por Lima e Marchioro (2021). Foram então realizadas análises de Jackknife para medir a importância de cada variável no modelo final. Em seguida os resultados foram convertidos em mapas binários para a avaliação da área total disponível para a espécie em cada cenário avaliado e para a produção dos mapas sínteses.

Optamos por utilizar o algoritmo MaxEnt devido a ampla utilização em estudos dessa natureza, porém cabe ressaltar que esse modelador, assim como os demais, apresenta limitações, dentre elas cabe ressaltar que o MaxEnt utiliza exclusivamente dados de presença e assume que os registros disponíveis representam adequadamente o nicho ecológico da espécie, o que pode não refletir toda a distribuição potencial. A capacidade preditiva do modelo pode ser influenciada pela qualidade e representatividade dos dados de ocorrência, pela seleção das variáveis ambientais e pela transferência dos modelos para cenários climáticos futuros (Frans & Liu, 2024; Tsiftsis *et al.* 2024).

Em relação aos possíveis vieses amostrais dos registros de ocorrência, dados provenientes de coleções biológicas, literatura e bases de dados online frequentemente apresentam distribuição espacial desigual, concentrando-se em áreas mais acessíveis ou historicamente mais amostradas. Esse padrão pode influenciar as estimativas de adequabilidade ambiental e afetar a capacidade preditiva dos modelos. Embora tenhamos aplicado em nosso estudo procedimento de filtragem e rarefação (validação da base de dados) para minimizar esses efeitos, reconhece-se que parte do viés amostral pode permanecer, constituindo uma limitação inerente aos modelos de distribuição de espécies baseados em dados de presença (Moudry *et al.* 2024).

3. RESULTADOS

Foram obtidos 136 registros de ocorrência para a espécie, após refinamento, nas bacias hidrográficas do Atlântico Leste (Figura 1; Tabela S1). De acordo com os resultados do mapa de calor, o local de maior densidade de ocorrência se deu na bacia do rio Doce, mais especificamente em quatro regiões distribuídas entre as Unidades Regionais do Alto e Baixo Rio Doce (Figura 2). As regiões localizadas no alto Doce possuem usos e ocupações de solo com predominância de áreas florestadas, enquanto o baixo Doce possui predomínio de pastagem e áreas agricultáveis, principalmente cafeicultura (Tabela 1). Verificou-se ainda que a região 2 corresponde à área onde ocorreu o rompimento da barragem de rejeito de minérios de ferro de Córrego do Fundão, no município de Mariana, Minas Gerais, em 2015.

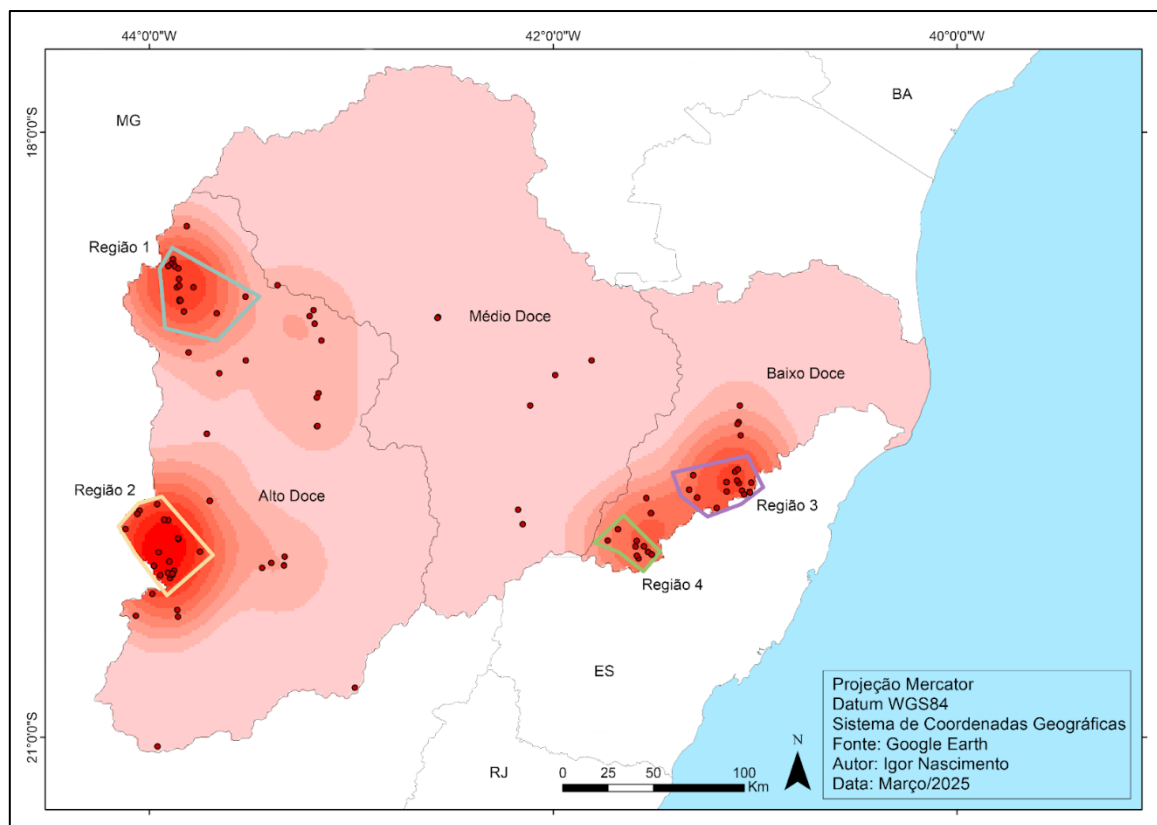


Figura 2 - Mapa de Kernel indicando as quatro regiões de maior ocorrência de *T. alternatus*.
Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 1: Área (em Km²) dos principais usos de solo para as regiões amostradas.

| Local | Ano | Formação Florestal | Mosaico de Usos | Pastagem | Área Urbana | Silvicultura | Mineração | Café |
|----------|------|--------------------|-----------------|----------|-------------|--------------|-----------|-------|
| Região 1 | 2013 | 998,05 | 222,2 | 431,49 | 5 | 49,9 | 5,52 | 0,23 |
| | 2023 | 959,55 | 246,85 | 416,51 | 5,95 | 58,71 | 26,08 | 0,1 |
| Região 2 | 2013 | 943,64 | 89,79 | 98,74 | 11,09 | 99,59 | 84,09 | 0,74 |
| | 2023 | 919,53 | 97,91 | 83,27 | 12,36 | 111,66 | 94,09 | 0,73 |
| Região 3 | 2013 | 325,58 | 286,64 | 404,91 | 4,46 | 9,34 | 0 | 50,58 |
| | 2023 | 328,92 | 297,95 | 362,42 | 5,13 | 7,33 | 0 | 68,67 |
| Região 4 | 2013 | 127,48 | 112,5 | 215,57 | 2,33 | 5,49 | 0 | 58,67 |
| | 2023 | 122,63 | 124,76 | 187,98 | 2,69 | 4,43 | 0 | 77,42 |

Fonte: Elaborado pelos autores, 2025.

3.1. Resultados da Modelagem de Nicho Ecológico

Ao término da modelagem realizou-se a escolha do modelo do presente, onde selecionou para o estudo aquele que apresentou métricas superiores a 95% de aceite (TSS > 0.97; ROC 0.99) (Tabela S2). As variáveis climáticas avaliadas (Tabela 2) correspondem a variação de temperatura e precipitação na bacia, sendo apontada pelo modelo a de maior importância, que correspondeu a 'precipitação do mês mais quente' (bio18). No geral, o

modelo apresentou distribuição correspondente ao encontrado no mapa de calor com os pontos de ocorrência obtidos no estudo, com predominância para a parte alta da bacia (Figura 3).

Tabela 2: Importância de cada variável ambiental selecionada para o MNE.

| Réplica | Bio5 | Bio7 | Bio9 | Bio12 | Bio14 | Bio18 |
|---------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 1 | 0,125455 | 0,177736 | 0,248033 | 0,289568 | 0,193049 | 0,325207 |
| 2 | 0,115523 | 0,178972 | 0,246787 | 0,27365 | 0,196594 | 0,315389 |
| 3 | 0,114034 | 0,173439 | 0,250612 | 0,265938 | 0,179352 | 0,308091 |

Fonte: Elaborado pelos autores.

Observação: Bio5: Temperatura máxima do mês mais quente; Bio7: Amplitude de temperatura anual; Bio9: Temperatura média do quartil mais seco; Bio12: Precipitação anual; Bio14: Precipitação do mês mais seco; Bio18: Precipitação do mês mais quente.

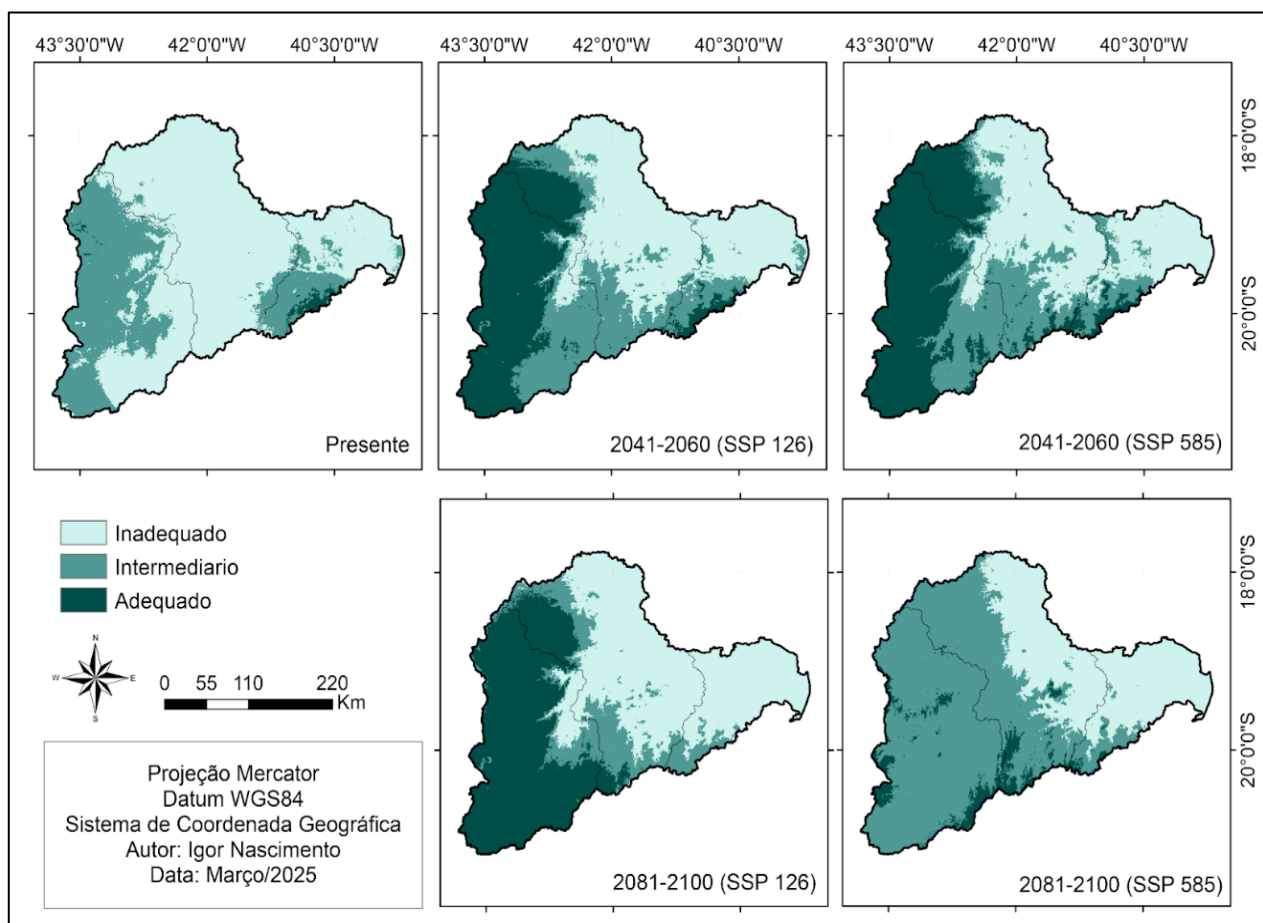


Figura 3 - Modelagem de Nicho Ecológico da bacia do rio Doce para a espécie *T. alternatus*, compreendendo os anos de 2041 a 2061 (cenário em curto prazo) e 2081 a 2100 (cenário em longo prazo). Foram utilizados cenários otimistas (SSP 126) e pessimistas (SSP 585) para os dois períodos.

Fonte: Elaborado pelos autores.

A partir da modelagem realizada e em comparação ao presente, a espécie terá maior disposição geográfica para se estabelecer em cenários futuros, ou seja, a modelagem indicou aumento de áreas aptas à ocorrência da espécie na bacia do rio Doce tanto para os cenários otimistas quanto para os cenários pessimistas nos dois períodos (curto e longo prazo) (Figura 4). Os aumentos de áreas adequadas foram expressivos para todos os cenários analisados, principalmente nos cenários pessimistas, onde houve crescimento de 28,9 Km² no cenário presente para 54,9 Km² à curto prazo e 58,02 Km² à longo prazo.

Apesar do aumento geral na área de ocorrência, é possível observar que no cenário pessimista de longo prazo (2081-2100), a área de ocorrência adequada sofreu diminuição, indicando um possível cenário de redução populacional da espécie no alto Doce e possível extinção local no baixo Doce. Adicionalmente, a porção média da bacia apresentou crescimento de áreas climaticamente favoráveis à ocorrência da espécie, especialmente no cenário pessimista de longo prazo (Figura 3). No entanto, apesar de haver condições favoráveis para ocorrência da espécie, na coleta de dados não houve registros de ocorrência neste local.

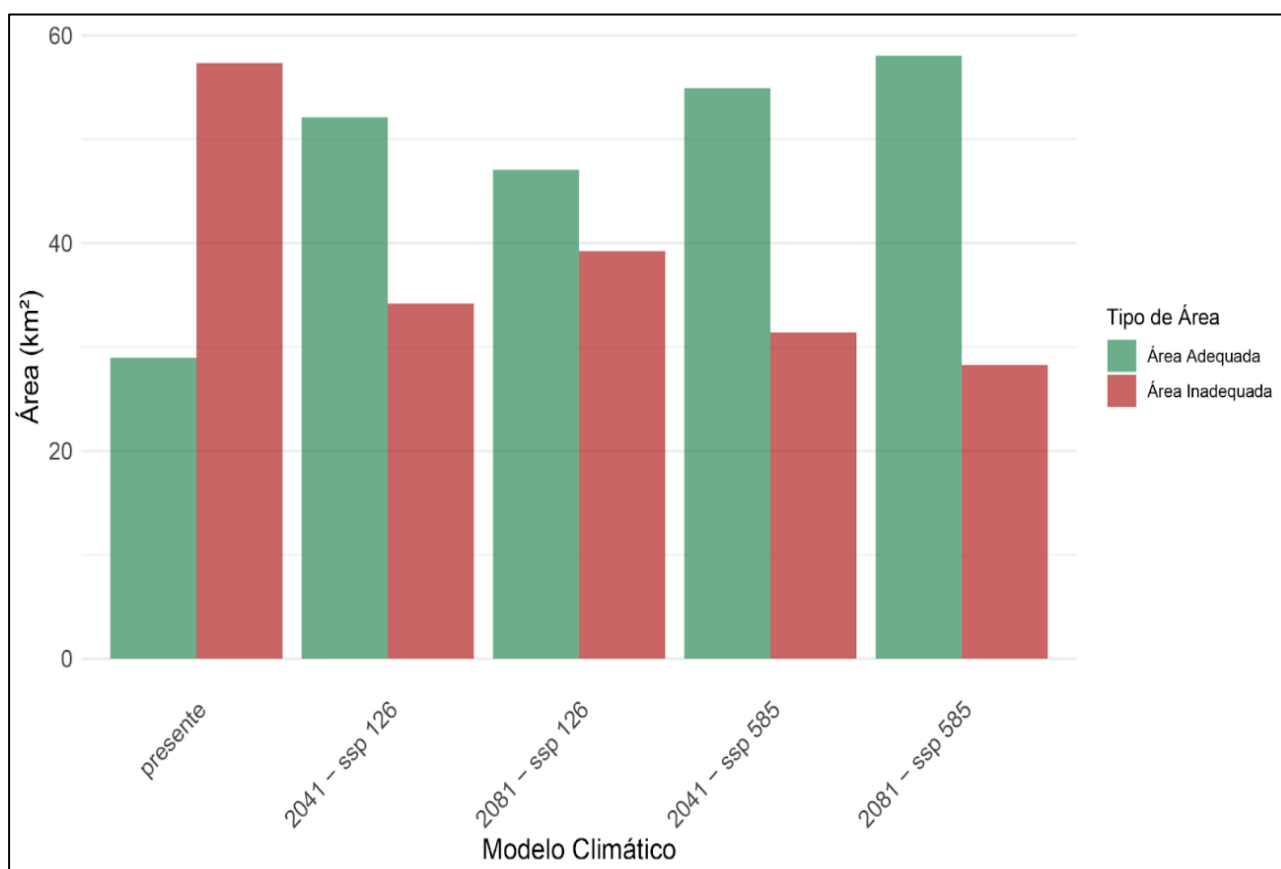


Figura 4 - Áreas (m²) prováveis de ocorrência para a espécie nos cenários futuros analisados.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Ao se analisar somente os cenários futuros, percebe-se contrapontos em relação aos cenários de curto e longo prazo. As áreas de ocorrência preditas pelo modelo são maiores nos cenários pessimistas, entretanto, áreas com maior adequação são mais significativas nos cenários de curto prazo (otimista e pessimista) (Figura 3). Enquanto no cenário pessimista de longo prazo, as áreas de ocorrência estiveram presentes em mais da metade da bacia (58 Km² de 86 Km² totais), as áreas são consideradas intermediárias para ocorrência da espécie, sendo que as áreas adequadas foram quase extintas da região.

4. DISCUSSÃO

A MNE apresentou resultados satisfatórios na predição de potenciais áreas de distribuição de *T. alternatus*. O algoritmo MaxEnt, utilizado nesta modelagem, é bem implementado para estudos de predição futura de peixes e outros organismos (Valencia-Rodríguez *et al.*, 2021; Urcádiz-Cázares *et al.*, 2021; Lima; Marchioro, 2021; Gonzales *et al.*, 2023), apresentando resultados que complementam tomadas de decisão por órgãos ambientais a fim de proteger a biodiversidade local.

A variável ambiental bio18 (precipitação do mês mais quente) obteve maior destaque nos resultados a ser discutida, seguindo a tabela de contribuição das variáveis (Tabela 2), portanto considerada uma variável climática de extrema importância para a ocorrência da cambeva (Gallo-Cardozo *et al.*, 2025). Ela apresentou a maior importância (32.5%) entre as seis variáveis escolhidas.

Com base no diagrama de resposta das variáveis (Figura S2), é possível observar que a partir de 17°C, a curva de probabilidade de ocorrência começa a reduzir, alcançando o valor zero aos 23°C (Bio09 - 24.8% de importância para o modelo). Em adição, a variação da ocorrência é maior onde o gradiente térmico local (Bio07 - 17.7% de importância para o modelo) apresenta temperaturas amenas, por volta de 16°C, com aumento da curva de probabilidade em temperaturas entre 14~16°C. Tais resultados indicam que à medida que a temperatura aumenta a probabilidade de ocorrência também aumenta até certo limiar, em torno de 16°C, no entanto, a modelagem indicou que pequenas oscilações na temperatura média são suficientes para reduzir a área de ocorrência da espécie, principalmente quando ultrapassado o limiar de sobrevivência de *T. alternatus*.

Ainda podemos ressaltar que alterações no uso e ocupação do solo, como a conversão de florestas em pastagens, tendem a alterar as taxas de evapotranspiração, e conseqüentemente afetando a precipitação local. A escala da modificação do uso do solo

impacta diretamente no regime hídrico, sendo que desflorestações em larga escala diminuem a precipitação, mas em pequena escala podem aumentar a precipitação (Zhang; Gao; Ge, 2025). Considerando os dados obtidos para a bacia do rio Doce em uma escala de tempo de 10 anos, nota-se diferenças significativas em relação ao uso do solo nas partes Alta e Baixa (Tabela 1). O baixo Doce apresenta em sua maioria tipologias de usos relacionados à agricultura (pastagem, cafeicultura e mosaicos de uso), com pouca Formação Florestal, padrão contrário ao observado no alto Doce.

Esse padrão é evidenciado nas regiões 3 e 4 (Figura 2), localizadas no baixo Doce, onde em cenários futuros, os modelos indicaram que a espécie poderá ser drasticamente reduzida ou extinta, principalmente no cenário a longo prazo. Quando consideramos o padrão contínuo de redução de área florestal e aumento de monoculturas visualizado nos últimos 10 anos, é possível inferir que a manutenção das tendências observadas sugere a continuidade desse padrão nas próximas décadas, o que causaria alterações nos recursos hídricos e nos micro-habitats, gerando efeito direto nas populações de cambeva (Alvarenga *et al.*, 2021), visto que a espécie possui alto grau de endemismo de acordo com as características morfológicas do canal (tipo de substrato e fluxo das águas) (Vieira, 2009; Rondineli; Carmassi; Braga, 2009). Aliado ainda às alterações de uso e ocupação do solo, o regime hídrico é tido como o fator de maior importância na distribuição de espécies do gênero *Trichomycterus* (Gallo-Cardozo *et al.*, 2025). Os resultados indicam que a redução do regime de precipitação pode ser o fator determinante para a futura redução de área adequada para a sobrevivência da espécie nas regiões 3 e 4.

Vale ressaltar ainda que apenas a região 2 apresenta Unidades de Conservação (APA Sul, PARNA Serra do Gandarela e RPPN Santuário do Caraça), evidenciando a falta de proteção para a espécie nas demais áreas da bacia do rio Doce e evidencia a necessidade de gestão para a criação de unidades de conservação nas demais regiões.

Os resultados da modelagem indicam que esses indivíduos são sensíveis às variações climáticas, principalmente relacionadas a temperaturas abaixo do limiar. A partir dos dados obtidos nessa pesquisa podemos inferir que a faixa climática de maior adequabilidade para o *T. alternatus* corresponde a temperaturas amenas para climas tropicais (por volta de 14°C). Nas últimas décadas, variações climáticas extremas estão cada vez mais frequentes. Esses eventos são amplificados devido a ações antrópicas, principalmente nas regiões neotropicais (Naetzold, 2021). O aumento da temperatura global, por exemplo, afeta diretamente os ecossistemas de água doce, causando danos diretos nas espécies de peixes (Volkoff; Ronnestad, 2020). Essas alterações tendem a

provocar grandes oscilações nos padrões climáticos que ocasionam variações extremas de temperatura.

Os resultados da MNE mostram ainda o aumento da ocorrência na parte média da bacia, no entanto, essa transferência de áreas de ocorrência pode não ser adequada para a sobrevivência da cambeva. Espécies de *Trichomycterus* possuem características compatíveis com a sobrevivência em ambientes lóticos, de fundo de leitos rochosos ou arenosos (Rondineli; Carmassi; Braga, 2009; Lima *et al.*, 2021) e com pouca capacidade de migração (Vieira, 2009), o que impediria grande parte das populações registradas no presente estudo de migrarem das partes alta e baixa da bacia, para o médio Doce.

Outro possível impedimento para a espécie está relacionado com a alta presença de barramentos artificiais da água provenientes de represas para abastecimento público e geração de energia elétrica na bacia do rio Doce.

Atualmente existem cerca de 40 barramentos, desde Pequenas Centrais Hidrelétricas à Usinas Hidrelétricas e Barragens de Rejeito de Minério (Minas Gerais, 2025), além de 11 novos empreendimentos em processo de instalação (Salvador *et al.*, 2022), coincidindo com as áreas de ocorrência atual da espécie (Figura S3). Diversos estudos mostram que a presença de barramento gera diversos impactos no ambiente (Agostinho; Pelicice; Gomes, 2008; Arantes *et al.*, 2019; Turgeon; Turpin; Gregory-Eaves, 2019; Alla; Liu, 2019), principalmente a alteração da morfologia dos rios, apresentando cada vez mais locais de águas lânticas gerados por lagos artificiais, o que é incompatível com a sobrevivência de *T. alternatus* e de demais peixes adaptados a ambientes lóticos.

5. CONCLUSÃO

A modelagem de nichos ecológicos e a análise espacial possibilitam identificar áreas sensíveis ou ameaçadas para a ocorrência de espécies, expondo as fragilidades ao mesmo tempo que permite identificar regiões prioritárias para a conservação.

Com esse estudo, foi possível revelar que o *Trichomycterus alternatus* é uma espécie de ocorrência nas bacias hidrográficas do Atlântico Leste, com maiores registros na bacia do Rio Doce, sobretudo em quatro regiões que apresentam usos e ocupações distintas. Na modelagem de nicho ecológico realizada identificou-se ainda que a espécie não tolera variações climáticas extremas, o que pode ocasionar na redução da sua ocorrência, como evidenciado nos resultados obtidos, constatou também a faixa ideal de

temperatura para a ocorrência da espécie (entorno de 14°C), e que as áreas protegidas que poderiam abrigar a espécie estão limitadas há uma pequena porção (região 2).

A partir da modelagem observou que nos cenários futuros a espécie não possuiria condições favoráveis para a sobrevivência à longo prazo (cenário de 2081-2100), o que evidência a urgência de políticas públicas assertivas para enfrentar esse cenário como por exemplo o aumento de áreas protegidas e as limitações nas aprovações de barramentos artificiais de água na calha do rio Doce durante processos de licenciamento ambiental.

Por fim, destaca-se que os resultados obtidos devem ser interpretados considerando as limitações inerentes à modelagem de nicho ecológico. Embora o algoritmo MaxEnt seja amplamente empregado em estudos de distribuição potencial de espécies e tenha apresentado desempenho satisfatório neste trabalho, suas projeções dependem da qualidade dos dados de ocorrência disponíveis, da seleção das variáveis ambientais e das incertezas associadas aos cenários climáticos futuros. Adicionalmente, mesmo após os procedimentos de validação, filtragem e rarefação espacial aplicados aos registros de ocorrência, possíveis vieses amostrais podem persistir, influenciando parcialmente as estimativas de adequabilidade ambiental. Dessa forma, os resultados aqui apresentados devem ser compreendidos como cenários prospectivos que subsidiam ações de conservação e planejamento ambiental, podendo ser refinados futuramente à medida que novos registros de ocorrência, variáveis ambientais e abordagens de modelagem se tornem disponíveis.

REFERÊNCIAS

ALLA, Y. M. K.; LIU, L. Impacts of dams on the environment: A review. **Intern J Environm Agric Biotech**, California, v. 6, p. 64-74, 2019.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Braz J Biol**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008.

ARANTES, C. C.; FITZGERALD, D. B.; HOEIGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 37, p. 28–40, 2019.

AGUIRRE, W. E.; ALVAREZ-MIELES, G.; ANAGUANO-YANCHA, F.; MORÁN, R. B.; CUCALÓN, R. V.; ESCOBAR-CAMACHO, D.; JÁCOME-NEGRETE I.; PRADO, P. J.; LAAZ, E.; MIRANDA-TROYA, K.; NAVARRETE-AMAYA, R.; SALAZAR, F. N.; REVELO, W.; RIVADEIRA, J. F.; RIVERA, J. V.; HUGO, E. Z. Conservation threats and future

prospects for the freshwater fishes of Ecuador: A hotspot of neotropical fish diversity. **Journal of Fish Biology**, v. 99, n. 4, p. 1158-1189, 2021.

ALVARENGA, L. R. P.; POMPEU, P. S.; LEAL, C. G.; HUGHES, R. M.; FAGUNDES, D. C.; LEITÃO, R. P. Land-use changes affect the functional structure of stream fish assemblages in the Brazilian Savanna. **Neotrop Ichthyol**, Maringá, v. 19, n. 3, p. 1-21, 2021.

BENTOS, A. B.; GALLO, A. S.; GUIMARÃES, N. F.; SOUZA, M. D. B.; STOLF, R.; BORGES, M. T. M. R. Avaliação rápida de impactos ambientais em rios: aplicação na microbacia do ribeirão das Araras. In: SALES, R. E. S.; SALES, R. S. **Educação ambiental e cidadania: pesquisa e práticas contemporâneas**. Guarujá: Científica, 2021. p. 142-157.

COELHO, A. L. N. Bacia hidrográfica do rio doce (MG/ES): uma análise socioambiental integrada. **Geografares**, Espírito Santo, v. 7, p. 1-18, 2009.

COSTA, W. J. E. M.; MATTOS, J. L.O.; KATZ, A. M. Phylogenetic position of *Trichomycterus payaya* and examination of osteological characters diagnosing the neotropical catfish Genus *Ituglanis* (Siluriformes: Trichomycteridae). **Zool Stud**, Taiwan, v. 60, n. 43, p. 1-12, 2021.

ESRI. **ArcGIS**. Versão 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2011. Disponível em: <https://www.esri.com/en-us/arcgis/geospatial-platform/overview>. Acesso em: 17 mar. 2025.

FRANS, V. F.; LIU, J. Gaps and opportunities in modelling human influence on species distributions in the Anthropocene. **Nature Ecology & Evolution**, v. 8, p.1365-1377, 2024.

GALLO-CARDOZO, F.; CARVAJAL-VALLEJOS, F. M.; CAREAGA, M.; HERBAS, L.; GOITIA, E.; MALDONADO, M. Population dynamics of two Andean *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae) species from Bolivia. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 23, p. 1-17, 2025.

GONZALEZ, J. C.; ORGEIRA, J. L.; JIMENEZ, Y. G.; NIETTO, C.; ROMERO, C.; ALEGRE, A.; QUIÑOMES, J. Habitat suitability under future climate scenarios in black-browed albatross (*Thalassarche melanophris*) in Southern South America and Antarctica. **Polar Biology**, v. 46, p. 545-557, 2023.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de Clima do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE. Escala 1:5.000.000. Base digital, arquivo em shapefile, 2002. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/climatologia/15817-clima.html>. Acesso em: 26 mar. 2025.

IUCN. **The IUCN red list of threatened species**. Versão 2024.1, 2024. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 3 abr. 2025.

LIMA, S. M. Q.; BERBEL-FILHO, W. M.; VILASBOA, A.; LAZOSKI, C.; VOLPI, T. A.; LAZAROTTO, H.; RUSSO, C. A. M.; TATARENKOV, A.; AVISE, J. C.; SOLÉ-CAVA, A. M. Rio de Janeiro and other palaeodrainages evidenced by the genetic structure of an Atlantic Forest catfish. **Journal of Biogeography**, v. 48, n. 6, p. 1475-1488, 2021.

LIMA, V. P.; MARCHIORO, C. A. Brazilian stingless bees are threatened by habitat conversion and climate change. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 14, p. 1-12, 2021.

MAPBIOMAS. **Coleção 8 da série 2023 / novembro de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**. 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas>. Acesso em: 13 mai. 2025.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD). **Infraestrutura de dados espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - IDE-Sisema**. 2025. Disponível em: <https://geoportal.meioambiente.mg.gov.br/>. Acesso em: 10 mai. 2025.

MOUDRÝ, V.; BAZZICHETTO, M.; REMELGADO, R.; DEVILLERS, R.; LENOIR, J.; MATEO, R. G.; LEMBRECHTS, J. J.; SILLERO, N.; LECOURS, V.; CORD, A. F.; BARTÁK, V.; BALEJ, P.; ROCCHINI, D.; TORRESANI, M.; ARENAS-CASTRO, S.; MAN, M.; PRAJZLEROVÁ, D.; GDULOVÁ, K.; PROSEK, J.; MARCHETTO, E.; ZARZO-ARIAS, A.; GÁBOR, L.; LEROY, F.; MARTINI, M.; MALAVASI, M.; GATTI, R. C.; WILD, J.; SIMOVÁ, P. Optimising occurrence data in species distribution models: sample size, positional uncertainty and sampling bias matter. **Ecography**, v. 2024, n. 12, p. 1 - 20, 2024.

NAETZOLD, L. **Modelos de Nicho Ecológico: Aplicações e tendências para peixes de água doce**. 2021. 157 f. Dissertação (Mestrado em Biologia de ambientes aquáticos continentais) – Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande: RS, 2021.

PÍNNA, M. C. C.; WOSIACKI, W. Trichomycteridae (pencil or parasitic catfishes). In REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JÚNIOR, C. J. **Checklist of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS. 2003. p. 270-290.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Versão 4.3.3. Vienna, Áustria: R Foundation for Statistical Computing. 2025. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 15 mai. 2025.

RONDINELI, G. R.; CARMASSI, A. L.; BRAGA, F. M. S. Population biology of *Trichomycterus* sp. (Siluriformes, Trichomycteridae) in Passa Cinco stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo State, southeastern Brazil. **Braz J Biol.**, v. 69, n. 3, p. 925-934, 2009.

SALVADOR, G. N.; MONTAG, L. F. A.; HUGHES, R. M.; ALMEIDA, S. M.; PRUDENTE, B. S.; PESSALI, T. C.; BARROSO, T. A.; CIANCIARUSO, M. V.; LIGEIRO, R.; JUEN, L.; CARLUCCI, M. B. Influences of multiple anthropogenic disturbance coupled with a tailings dam rupture on spatiotemporal variation in fish assemblages of a tropical river. **Freshwater Biology**, v. 67, p. 1708-1724, 2022.

SARTORI, E.; VERGILIO, C. S.; GATTS, P. V.; OLIVEIRA, B. C. V.; ALMEIDA, M. G.; THOMPSON, F.; REZENDE, C. E. Trace metal concentration along the Brazilian coast: An assessment of the influence of the Doce River plume. **Mar Pollut Bull**, v. 188, p. 1-12, 2023.

TSIFTISIS, S.; STIPKOVA, Z.; REJMENEK, M.; KINDLMANN, P. Predictions of species distributions based only on models estimating future climate change are not reliable.

Scientific Reports, v. 14, p.1-12, 2024

TURGEON, K.; TURPIN, C.; GREGORY-EAVES, I. Dams have varying impacts on fish communities across latitudes: a quantitative synthesis. **Ecology Letters**, v. 22, n. 9, p. 1501-1516, 2019.

URCÁDIZ-CÁZARES, F. J.; CRUZ-ESCALONA, V. H.; PETERSON, M. S.; MARÍN-ENRIQUEZ, E.; GONZÁLEZ-ACOSTA, A. F.; MARTINEZ-FLORES, G.; HERNÁNDEZ-CARMONA, G. H.; AGUILAR-MEDRANO, R.; PINO-MACHADO, A. D.; ORTEGA-RUBIO, A. Ecological niche modelling of endemic fish within La Paz Bay: Implications for conservation. **Journal for Nature Conservation**, v. 60, p. 1-12, 2021.

VALENCIA-RODRÍGUEZ, D.; JINÉNEZ-SEGURA, L.; ROGÉLIZ, C. A.; PARRA, J. L. Ecological niche modeling as an effective tool to predict the distribution of freshwater organisms: The case of the Sabatela *Brycon henni* (Eigenmann, 1913). **PLoS ONE**, v. 16, n. 3, p. 1-17, 2021.

VILARDO, P. J.; KATZ, A. M.; COSTA, W. J. E. M. Phylogeny and historical biogeography of neotropical catfishes *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae) from eastern Brazil. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 186, p. 1-10, 2023.

VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. **MG BIOTA**, Belo Horizonte, v. 2, n. 5, p. 5-22, 2009.

VIEIRA, F.; GOMES, J. P. C.; MAIA, B. P. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero: Guia de Identificação**. 1. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2015. p. 46-188.

VOLKOFF, H.; RONNESTAD, I. Effects of temperature on feeding and digestive processes in fish. **Temperature**, Reino Unido, v. 7, n. 4, p. 307-320, 2020.

ZHANG, M.; GAO, Y.; GE, J. Different responses of extreme and mean precipitation to land use and land cover changes. **npj Clim Atmos Sci.**, v. 8, n. 175, p. 1-9, 2025.

Material Suplementar

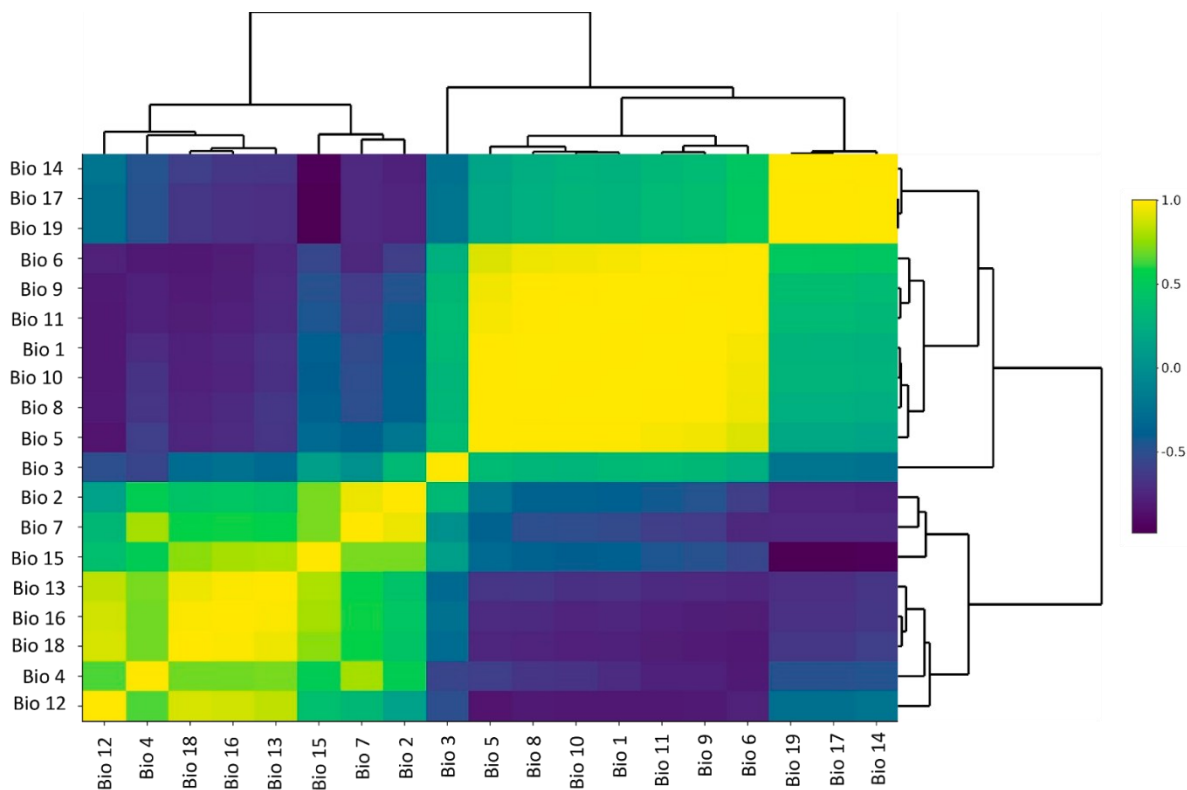


Figura S1 - Heatmap de correlação entre variáveis climáticas do banco de dados WorldClim.
Fonte: Elaborado pelos autores.

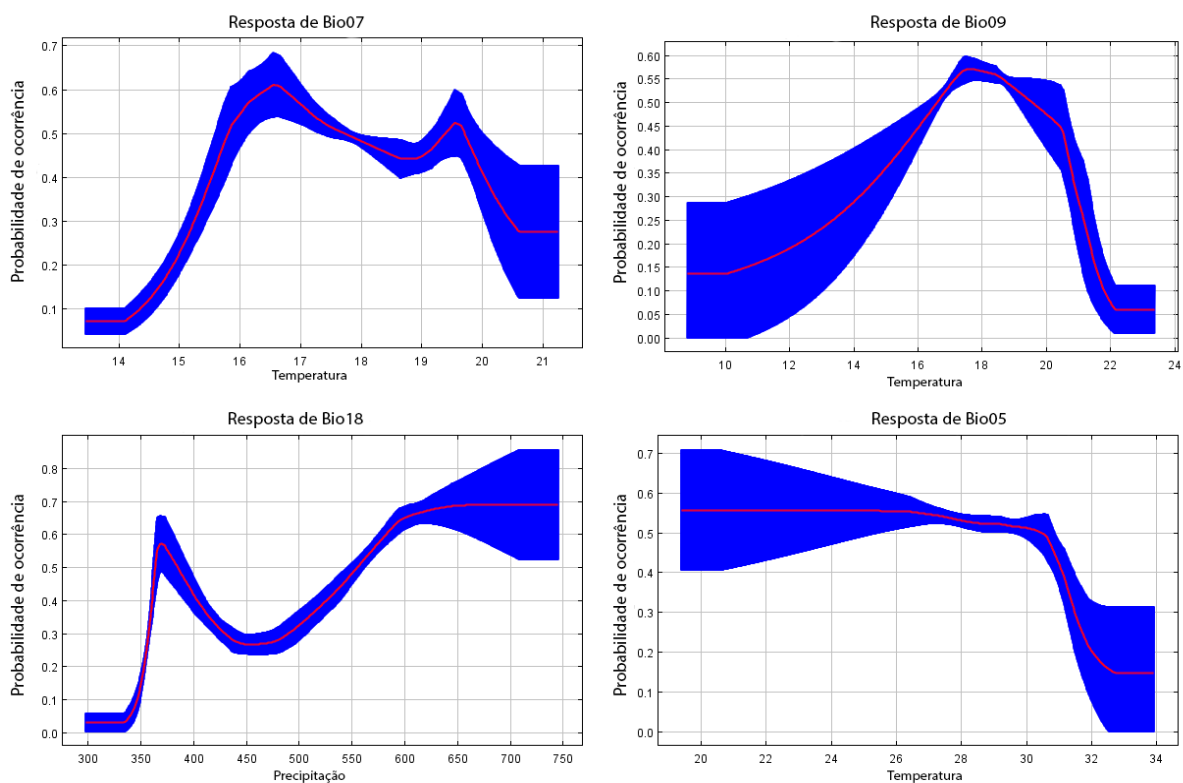


Figura S2 - Contribuições das variáveis bio07, bio09, bio18 e bio05 na probabilidade ocorrência de *T. alternatus*. **Fonte:** Elaborado pelos autores.

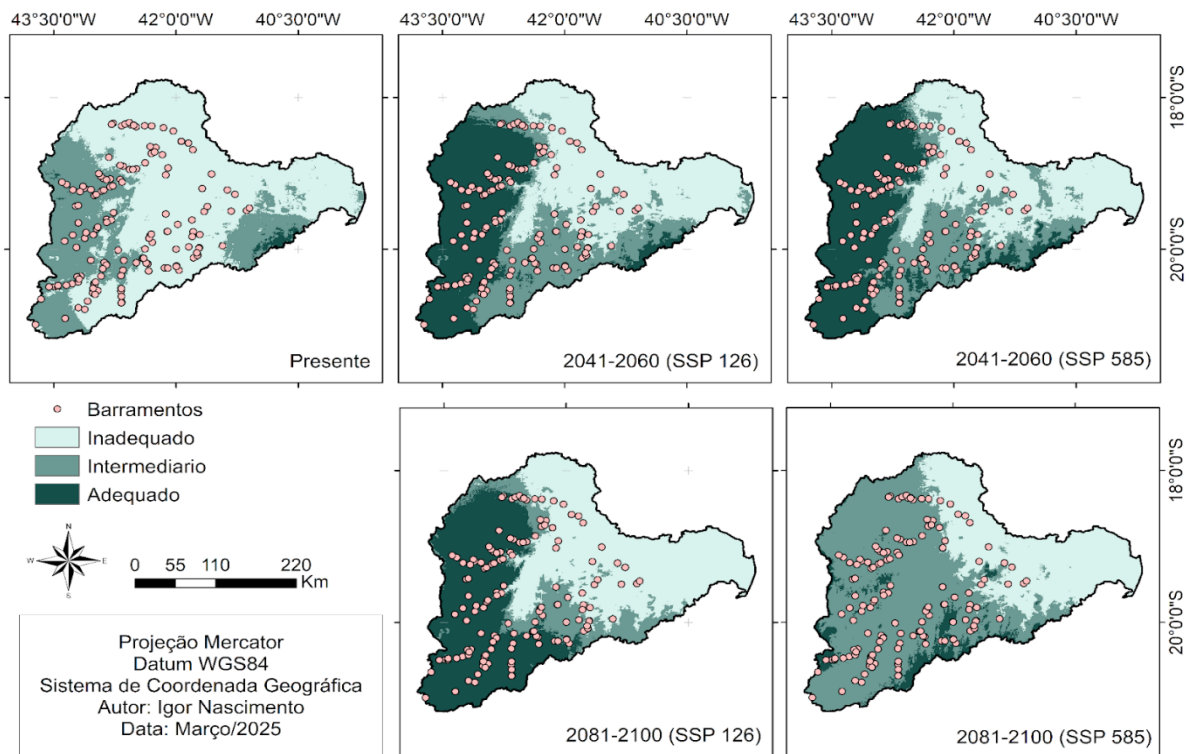


Figura S3 - Ocorrência de barramentos na bacia, em relação à MNE para a espécie *T. alternatus*.
Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela S1: Registros de ocorrência obtidos para a espécie.

| Espécie | Latitude | Longitude | Ano | Base | Instituição de Depósito |
|----------------------------------|------------|------------|------|-------|-------------------------|
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -19.928889 | -43.253333 | 2011 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -20.298056 | -43.498611 | 2011 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -20.115278 | -43.410833 | 2011 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -19.945639 | -43.513778 | 2010 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -19.455833 | -41.664167 | 2008 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -19.192778 | -43.358611 | 2010 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -19.973056 | -41.724722 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -19.022222 | -42.124722 | 2008 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -19.993933 | -43.612475 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -19.928978 | -43.253469 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -20.251961 | -43.530558 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -18.934722 | -43.398889 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -18.87 | -43.416389 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -18.87 | -43.416389 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -18.861667 | -43.405278 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -18.931111 | -43.402222 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -19.9775 | -43.601667 | 2014 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -18.566361 | -43.367778 | 2014 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| <i>Trichomycterus alternatus</i> | -18.752889 | -43.434806 | 2014 | MCNIP | MCNIP-PUC |

| | | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------|-------|-----------|
| Trichomycterus alternatus | -19.929219 | -43.253625 | 2013 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.114975 | -43.410519 | 2013 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -19.993974 | -43.612718 | 2014 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.114975 | -43.410519 | 2013 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.114975 | -43.410519 | 2014 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -19.994001 | -43.612593 | 2015 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.75275 | -43.4345 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.764917 | -43.458833 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.931194 | -43.402278 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.754444 | -43.447139 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.990167 | -43.381944 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.754444 | -43.447139 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.75275 | -43.4345 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.937889 | -43.40325 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.934833 | -43.398917 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.767 | -43.425944 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.764917 | -43.458833 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.775917 | -43.4095 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.785222 | -43.965389 | 2012 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.869306 | -43.334056 | 2016 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.891278 | -43.586444 | 2017 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -19.994167 | -43.612778 | 2015 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -19.929722 | -43.253611 | 2015 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.183889 | -43.506944 | 2014 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -19.596389 | -43.267778 | 2015 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.312217 | -43.450872 | 2018 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.295014 | -43.437236 | 2018 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.296742 | -43.445789 | 2018 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.286461 | -43.461 | 2018 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.290181 | -43.438347 | 2018 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.998578 | -43.218778 | 2021 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.856333 | -42.533528 | 2023 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.024944 | -43.460322 | 2024 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.023403 | -43.479417 | 2024 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -18.859636 | -42.917419 | 2023 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -19.2324 | -41.359503 | 2022 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -19.304986 | -41.540386 | 2022 | MCNIP | MCNIP-PUC |
| Trichomycterus alternatus | -20.248904 | -42.885096 | 1908 | GBIF | FMNH |
| Trichomycterus alternatus | -20.248904 | -42.885096 | 1908 | GBIF | FMNH |
| Trichomycterus alternatus | -23.309251 | -45.973352 | 1908 | GBIF | FMNH |
| Trichomycterus alternatus | -20.250181 | -42.885173 | 1908 | GBIF | FMNH |
| Trichomycterus alternatus | -16.658056 | -41.500832 | 2004 | GBIF | PUC-RS |
| Trichomycterus alternatus | -19.913334 | -40.836113 | 2000 | GBIF | PUC-RS |

| | | | | | |
|---------------------------|------------|-------------|------|------|--------|
| Trichomycterus alternatus | -24.654444 | -48.562222 | 2002 | GBIF | PUC-RS |
| Trichomycterus alternatus | -24.765833 | -49.336666 | 1997 | GBIF | PUC-RS |
| Trichomycterus alternatus | -22.455 | -42.959167 | 1997 | GBIF | PUC-RS |
| Trichomycterus alternatus | -22.451111 | -42.648888 | 1997 | GBIF | PUC-RS |
| Trichomycterus alternatus | -20.391111 | -43.538334 | 2002 | GBIF | PUC-RS |
| Trichomycterus alternatus | -24.833333 | -49.183333 | 2008 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.804444 | -48.229722 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.800556 | -48.225556 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.176944 | -47.856667 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.1925 | -47.890278 | 2000 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.756111 | -48.49 | 2000 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -18.983333 | -42.739167 | 1997 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -20.230258 | -43.453983 | 2012 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.318056 | -47.5125 | 2004 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.387222 | -49.014722 | 2003 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.179444 | -47.853889 | 2004 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.784722 | -48.175833 | 2003 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -20.470157 | -43.414545 | 2012 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.059722 | -47.226111 | 1998 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -19.133333 | -42.7 | 1997 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.374167 | -47.3225 | 2002 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.386389 | -47.3525 | 2002 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.837222 | -49.264167 | 2002 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.250278 | -47.159722 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.235278 | -47.232778 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.898889 | -47.250556 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.365278 | -47.308611 | 2002 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.403056 | -47.370833 | 2002 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.802222 | -46.926667 | 2002 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.866389 | -47.240556 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -20.069644 | -43.6713077 | 2010 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.995444 | -48.123728 | 2017 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -20.236958 | -42.948235 | 2018 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.846389 | -45.347778 | 2010 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.828056 | -45.356389 | 2010 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -19.017517 | -42.121197 | 2017 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -20.206009 | -42.88229 | 2018 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.283333 | -47.45 | 1989 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.707222 | -48.659167 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.701944 | -48.756944 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.605833 | -49.082778 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.585278 | -49.149444 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.161389 | -47.85 | 2001 | GBIF | MZUSP |

| | | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------|------|-------|
| Trichomycterus alternatus | -23.633333 | -45.4 | 1965 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.563056 | -48.173889 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.900845 | -46.468754 | 2017 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.207778 | -47.477222 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.838611 | -48.231389 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.179722 | -47.8575 | 2000 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.174167 | -47.8575 | 2000 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.237222 | -48.0525 | 2000 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.283333 | -47.45 | 1985 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -21.148056 | -43.512778 | 2007 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -19.395176 | -42.71425 | 2017 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -22.871944 | -43.910556 | 2014 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.881361 | -46.197292 | 2014 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.98184 | -47.24815 | 2013 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.792222 | -48.529167 | 2000 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -20.504713 | -43.41091 | 2012 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.424722 | -49.012222 | 2003 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.654444 | -48.830278 | 2003 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -19.05 | -42.733333 | 1997 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.1925 | -47.890278 | 2004 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.179722 | -47.8575 | 2003 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.376389 | -47.336111 | 2002 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.249722 | -47.179444 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.149167 | -47.190833 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.933288 | -46.522203 | 2014 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.251389 | -47.176389 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.845833 | -47.082778 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -19.416782 | -42.722412 | 2017 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.73 | -45.934167 | 2014 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.813553 | -48.092691 | 2017 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.826819 | -45.341881 | | GBIF | MZUSP |
| | - | | | | |
| Trichomycterus alternatus | 20.1185342 | -43.40879 | 2010 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -18.828386 | -43.406944 | | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.837778 | -45.358333 | 2010 | GBIF | MZUSP |
| | - | | | | |
| Trichomycterus alternatus | 18.7300553 | -43.435556 | | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.899578 | -46.465026 | 2014 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -23.734444 | -45.746389 | 2023 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.633889 | -48.9975 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.629722 | -49.036944 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.706667 | -48.670833 | 2001 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -24.196111 | -47.488056 | 2001 | GBIF | MZUSP |

| | | | | | |
|---------------------------|------------|-------------|------|------|---------|
| Trichomycterus alternatus | -23.73 | -45.934167 | 2013 | GBIF | MZUSP |
| Trichomycterus alternatus | -20.248904 | -42.885096 | 1908 | GBIF | CAS |
| Trichomycterus alternatus | -19.559028 | -42.720944 | | GBIF | ANSP |
| Trichomycterus alternatus | -18.916111 | -43.076667 | 2019 | GBIF | UEL |
| Trichomycterus alternatus | -18.935722 | -43.645783 | 2015 | GBIF | UEL |
| Trichomycterus alternatus | -18.610139 | -40.769056 | 2023 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -18.609333 | -40.765639 | 2023 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -17.771667 | -47.095278 | 2008 | GBIF | UEM |
| Trichomycterus alternatus | -20.045 | -41.701111 | 2013 | GBIF | UEM |
| Trichomycterus alternatus | -19.557778 | -42.719167 | 2019 | GBIF | UEM |
| Trichomycterus alternatus | -20.100278 | -43.793333 | 2007 | GBIF | UEM |
| Trichomycterus alternatus | -17.771667 | -47.095278 | 2008 | GBIF | UEM |
| | - | | | | |
| Trichomycterus alternatus | 22.7701775 | -45.4520867 | | GBIF | UNESP |
| Trichomycterus alternatus | -19.0125 | -42.758333 | 1997 | GBIF | USP-RP |
| Trichomycterus alternatus | -20.1825 | -41.080556 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.276111 | -43.431111 | 2018 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.261944 | -42.993889 | 2018 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.232778 | -43.075 | 2018 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.296111 | -43.206111 | 2018 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.181111 | -43.301944 | 2018 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.993889 | -43.6125 | 2011 | GBIF | UNICAMP |
| Trichomycterus alternatus | -19.928978 | -43.253469 | 2011 | GBIF | UNICAMP |
| Trichomycterus alternatus | -20.298117 | -43.498775 | 2011 | GBIF | UNICAMP |
| Trichomycterus alternatus | -20.252111 | -43.530556 | 2011 | GBIF | UNICAMP |
| Trichomycterus alternatus | -22.5 | -44.933333 | 2013 | GBIF | UFRRJ |
| Trichomycterus alternatus | -23.766417 | -46.007 | 2013 | GBIF | UFRRJ |
| Trichomycterus alternatus | -18.935722 | -43.645783 | | GBIF | UEL |
| Trichomycterus alternatus | -20.07 | -41.228889 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -22.933333 | -43.2 | 1959 | GBIF | MNRJ |
| Trichomycterus alternatus | -22.583333 | -43.416667 | 1960 | GBIF | MNRJ |
| Trichomycterus alternatus | -22.6 | -43.416667 | | GBIF | MNRJ |
| Trichomycterus alternatus | -19.8825 | -40.69 | 2013 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.964583 | -40.739 | 2014 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.964583 | -40.739 | 2014 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.932611 | -40.652472 | 2014 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.8825 | -40.69 | 2013 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.195 | -41.061944 | 2013 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.183056 | -41.079444 | 2013 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.888972 | -40.575778 | 2013 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.888972 | -40.575778 | 2013 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.884556 | -40.575 | 2013 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.839083 | -40.567861 | 2013 | GBIF | INMA |

| | | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------|------|------|
| Trichomycterus alternatus | -20.125833 | -41.279722 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.840556 | -40.629806 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.878222 | -40.613472 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.897 | -40.603028 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.828583 | -40.638444 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.878222 | -40.613472 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.897 | -40.603028 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.840556 | -40.629806 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.840556 | -40.629806 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.888083 | -40.574194 | 2012 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.783917 | -40.647778 | 2011 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.772528 | -40.634083 | 2011 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.990556 | -41.065 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.510833 | -40.675278 | 2010 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.539167 | -40.630556 | 1988 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.836389 | -40.690833 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.215 | -41.126944 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.201111 | -41.135278 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.1275 | -41.135833 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.155278 | -41.141944 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.990556 | -41.065 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.990556 | -41.065278 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.195 | -41.061667 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.915278 | -41.088333 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.1825 | -41.080556 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -20.154444 | -41.099722 | 2009 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.548611 | -40.635278 | 2005 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.455833 | -40.624722 | 2005 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.935556 | -40.600278 | 2005 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.935556 | -40.600278 | 2005 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.935556 | -40.600278 | 2005 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2001 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2001 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2001 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2002 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.801667 | -40.855556 | 2001 | GBIF | INMA |

| | | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------|------|------|
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2001 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.801667 | -40.855556 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.873889 | -40.875278 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.836389 | -40.690833 | 2000 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.603889 | -40.620278 | 1996 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.603889 | -40.620278 | 1996 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -19.935556 | -40.600278 | 1997 | GBIF | INMA |
| Trichomycterus alternatus | -22.908333 | -45.602778 | 2002 | GBIF | MNRJ |
| Trichomycterus alternatus | -21.078611 | -41.233056 | 2001 | GBIF | MNRJ |
| Trichomycterus alternatus | -22.933611 | -45.747778 | 2001 | GBIF | MNRJ |
| Trichomycterus alternatus | -22.286667 | -42.981667 | 1996 | GBIF | MNRJ |
| Trichomycterus alternatus | -20.499167 | -43.620278 | 2000 | GBIF | MNRJ |
| Trichomycterus alternatus | -18.840833 | -40.919444 | | GBIF | MNRJ |

Fonte: Elaborado pelos autores, 2026.

Tabela S2: Métricas e avaliação do modelo utilizado.

| Métrica | cutoff | Sensibilidade | Especificidade | Calibração | Validação |
|---------|--------|---------------|----------------|------------|-----------|
| TSS | 249 | 100 | 97,875 | 0,979 | 0,462 |
| ROC | 297 | 98,936 | 99 | 0,999 | 0,848 |
| KAPPA | 354 | 96,809 | 99,75 | 0,97 | 0,468 |

Fonte: Elaborado pelos autores, 2026.