



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE GENÉTICA, ECOLOGIA E EVOLUÇÃO
PPG ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

Carla Patrícia de Souza

**Alterações da paisagem são indicadoras da ocorrência de peixes não nativos
na bacia do Rio Doce?**

Belo Horizonte

2022

CARLA PATRÍCIA DE SOUZA

**ALTERAÇÕES DA PAISAGEM SÃO INDICADORAS DA OCORRÊNCIA DE
PEIXES NÃO NATIVOS NA BACIA DO RIO DOCE?**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Genética, Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Dr. Rafael Pereira Leitão

Coorientadora: Dra. Renata Guimarães Frederico

Belo Horizonte

Outubro, 2022

- 043 Souza, Carla Patrícia de.
Alterações da paisagem são indicadoras da ocorrência de peixes não nativos na bacia do Rio Doce? [manuscrito] / Carla Patrícia de Souza. – 2022. 78 f. : il. ; 29,5 cm.
- Orientador: Dr. Rafael Pereira Leitão. Coorientadora: Dra. Renata Guimarães Frederico.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.
1. Ecologia. 2. Biodiversidade. 3. Indústria Agropecuária. 4. Degradação ambiental. 5. Peixes. 6. Bioinvasão. I. Leitão, Rafael Pereira. II. Frederico, Renata Guimarães. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.
- CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

FOLHA DE APROVAÇÃO

"Alterações da paisagem são indicadoras da ocorrência de peixes não nativos na bacia do Rio Doce?"

CARLA PATRÍCIA DE SOUZA

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia **31 de outubro de 2022**, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Doutor(a) Gabriel Lourenço Brejão
(UFSCAR)

Doutor(a) André Lincoln Barroso de Magalhães
(UFSJ)

Doutor(a) Rafael Pereira Leitão
(Presidente da Banca)

Belo Horizonte, 31 de outubro de 2022.

Assinaturas dos Membros da Banca



Documento assinado eletronicamente por **Gabriel Lourenço Brejão, Usuário Externo**, em 04/11/2022, às 14:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **André Lincoln Barroso de Magalhães, Usuário Externo**, em 07/11/2022, às 15:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rafael Pereira Leitao, Professor do Magistério Superior**, em 09/11/2022, às 09:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1876688** e o código CRC **B143B8D7**.

AGRADECIMENTOS

Em meados de 2020, quando iniciei essa jornada, não podia imaginar quantos desafios estariam por vir. Pandemia, novo normal, desgoverno, tudo isso trouxe a tona a necessidade de adaptação e resiliência em muitos aspectos. Em alguns momentos vivenciei o medo, insegurança e frustração com o que estava acontecendo e o que estaria por vir. Em outros, estiveram presentes a felicidade e o contentamento de conseguir superar cada degrau necessário para prosseguir a jornada. Tenho a sorte de dizer que em ambos os momentos, sempre estive amparada por guias imprescindíveis.

Agradeço à minha família, em especial Carlinhos, Viviane, Felipe, Gabriel, Dona Eva e Manoel, meus maiores incentivadores pela busca do aperfeiçoamento, acreditando sempre nas minhas escolhas pessoais.

Ao meu “cardume” favorito, o Laboratório Ecologia de Peixes – UFMG, formado por pessoas empáticas, solidárias e conscientes, que não medem esforços para auxiliar o próximo, de forma genuína.

Gostaria de agradecer enormemente ao orientador Rafito, exemplo de humildade e comprometimento, que através de seu olhar sensível, consegue revelar o que há de melhor na essência dos orientandos. À coorientadora Renas, pela solicitude e assistência, sempre disponível a ajudar a tornar esse trabalho mais aprimorado.

Ao Gibas e Yoshi, agradeço muito a disponibilidade e boa vontade em agregar conhecimento e informações no processo de construção desse trabalho, que através de suas ricas experiências na região do Rio Doce, puderam dar sugestões primordiais.

Ao Carlitos, agradeço a prontidão em ajudar e tornar compreensível, com didática e paciência, a estatística. A Lorena Nascimento e IEF, agradeço a enorme ajuda e contribuição com a disponibilidade de dados. Aos demais companheiros, Dennys,

Lucas, Julia, Gabi, Lud, Karen, e agregados, que em tempos de pandemia, foram as melhores companhias virtuais, apoiando e ajudando com o que fosse necessário.

Ao pessoal do INPE da disciplina de “Geoprocessamento”, meu agradecimento em especial ao professor Miguel e ao Ivo, que me auxiliaram enormemente nos primeiros passos e direcionamentos nessa área totalmente nova pra mim.

Ao Arthur Soares, pela especial ajuda em questões espaciais, agradeço enormemente o companheirismo.

Aos meus amigos queridos, Anna, Laura, Jéssica, Luli, Ana, Hans, Juliana, Brune e Jaden, que mesmo em tempos de isolamento social, sempre se fizeram presentes, atenuando os espinhos do processo.

Ao meu querido e amado Lucas Félix, que chegou como um presente dos céus no meio dessa jornada, te agradeço por caminhar ao meu lado, me ajudando a ver a vida de uma perspectiva diferente todos os dias.

Agradeço a Universidade Federal de Minas Gerais, minha segunda casa durante esses dez anos de caminhada, determinantes para mudanças positivas e amadurecimento na minha vida. Agradeço ao colegiado e todo Programa de Pós Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre, por conduzirem de forma incrível todo esse processo de aprendizado e conhecimento.

Agradeço a FAPEMIG pela bolsa concedida e ao projeto ICTIODOCE.

Por fim, agradeço todas as oportunidades dessa jornada e todos que de alguma forma, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Lave o rosto nas águas
sagradas da pia, nada como
um dia após o outro dia”.*
Racionais MC

RESUMO

A introdução de espécies, quando seguida pelo seu estabelecimento em um novo local (i.e., invasão biológica), é uma das maiores ameaças à biodiversidade global. Estudos vêm demonstrando que este processo pode ser facilitado pela interação com outras pressões antrópicas. Comumente, espécies introduzidas apresentam atributos de história de vida que as permitem persistir em locais onde as espécies nativas não toleram. Neste contexto, as alterações na paisagem acarretadas por atividades de uso do solo (e.g., agricultura, pastagem, urbanização, mineração), podem agir como impulsionadores do estabelecimento de espécies não nativas. Particularmente para ecossistemas aquáticos continentais, os barramentos também podem atuar como facilitadores de invasões, pela mudança de habitat e aumento da pressão de propágulos, assim como a presença de estradas, viabilizando o acesso humano, principal agente de introdução. Examinamos a relação entre uso e ocupação de solo (UOS), barramentos hidrelétricos e estradas e a ocorrência de peixes não nativos na bacia do Rio Doce. Hipotetizamos que quanto maior o nível de degradação, maior a frequência de ocorrência e a riqueza de espécies não nativas. Utilizamos 41 sub-bacias da bacia do Rio Doce como unidades amostrais. As ocorrências das espécies não nativas foram obtidas através de bancos de dados e compilação de literatura especializada. Identificamos 1040 registros de 35 espécies não nativas de peixes, pertencentes a 17 famílias e seis ordens. As espécies com maiores ocorrências foram o lebiste *Poecilia reticulata*, o tamboatá *Hoplosternum littorale*, a piabinha *Knodus moenkhausii*. Encontramos relação positiva entre % agropecuária e a riqueza total de peixes não nativos. Esta alteração da paisagem também foi positivamente associada à presença de peixes não nativos cujos principais vetores de introdução são a pesca-esportiva, a aquicultura e o uso como isca-viva, indicando que sub-bacias mais degradadas foram as mais invadidas. Considera-se que este estudo represente um passo importante para o entendimento dos padrões de distribuição das espécies de peixes não nativos e sua relação com a degradação ambiental na bacia do Rio Doce. As informações geradas podem auxiliar no planejamento de ações de manejo e políticas públicas para a região.

PALAVRAS-CHAVE: Biodiversidade; Agropecuária; Degradação ambiental; Ictiofauna; Invasões biológicas.

ABSTRACT

The introduction of species, when followed by their establishment in a new location (i.e., biological invasion), is one of the greatest threats to global biodiversity. Studies have shown that this process can be facilitated by the interaction with other human pressures. Commonly, introduced species have life history attributes that allow them to persist in places that native species cannot tolerate. In this context, landscape changes induced by land-use activities (e.g., agriculture, grazing, urbanization, mining) can act as drivers for the establishment of non-native species. Particularly for freshwater ecosystems, dams can also act as facilitators of invasions by changing habitat and increasing propagule pressure, as well as the presence of roads, providing human access, the main agent of introductions. We examined the relationship between land use and land cover (LULC), dams and roads and the occurrence of non-native fishes in the Doce River basin. We hypothesized that the higher the level of degradation, the higher the frequency of occurrence and richness of non-native species. We considered 41 sub-basins from Doce River basin as sampling units. The occurrences of non-native species were obtained through databases and compilation of specialized literature. We identified 1040 records of 35 non-native fish species, belonging to 17 families and six orders. The species with the highest occurrences were the lebiste *Poecilia reticulata*, the tamboatá *Hoplosternum littorale*, and the piabinha *Knodus moenkhausii*. We found a positive relation between % agriculture and cattle ranching and the total richness of non-native fish. This landscape alteration was also positively associated to the presence of non-native fishes whose the main introduction vectors were sport-fishing, aquaculture and baitcasting, indicating that more degraded sub-basins were the most invaded. This study is considered an important step towards the understanding of the distribution patterns of non-native fish species and its relation with environmental degradation in the Rio Doce basin. The information generated can help in the planning of management actions and public policies for the region.

KEY-WORDS: Agriculture; Biodiversity; Biological invasions; Environmental degradation; Ichthyofauna.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Bacia do Rio Doce classificada em nível 7 de detalhamento pelo método Otto Pfafstetter. Os números representam os dois últimos dígitos da classificação. Algumas sub-bacias foram excluídas das análises, devido à falta de amostragem, sendo utilizadas 41 sub-bacias no total. A legenda traz os códigos seguidos pelos rios de principal contribuição de cada sub-bacia.....6
- Figura 2.** Uso e cobertura do solo das 41 sub-bacias do Rio Doce, representando as classes agrupadas que foram utilizadas neste estudo (área urbana, mineração, agropecuária, área natural)..... 11
- Figura 3.** Mapa da malha rodoviária das 41 sub-bacias do Rio Doce, adquiridas do Plano Nacional de Logística e Transporte, 2007..... 11
- Figura 4.** Mapa dos empreendimentos hidrelétricos já implantados na bacia do Rio Doce..... 12
- Figura 5.** Pontos de ocorrência de todas as espécies de peixes não nativas em 41 diferentes sub-bacias da Bacia do Rio Doce..... 19
- Figura 6.** Mapa de Kernel com estimativas da densidade dos pontos de ocorrência dos peixes não nativos em 41 sub-bacias da bacia do Rio Doce..... 19
- Figura 7.** Número de registros de ocorrências de peixes não-nativos por vetor de introdução principal nas 41 sub-bacias do Rio Doce.....20
- Figura 8.** Mapa dos registros de 15 espécies de peixes não nativos relacionados à aquicultura nas 41 sub-bacias do Rio Doce. (Parte 1).....20
- Figura 9.** Mapa dos registros de 15 espécies de peixes não nativos relacionados à aquicultura nas 41 sub-bacias do Rio Doce. (Parte 2).....21
- Figura 10.** Mapa dos registros de 15 espécies de peixes não nativos relacionados à aquicultura nas 41 sub-bacias do Rio Doce. (Parte 3).....21
- Figura 11.** Mapa dos registros de peixes não nativos relacionados ao vetor aquarismo nas 41 sub-bacias do Rio Doce.....22
- Figura 12.** Mapa dos registros de peixes não nativos relacionados à pesca-esportiva nas 41 sub-bacias do Rio Doce.....23
- Figura 13.** Mapa dos registros do *Hoplosternum littorale*, relacionada ao vetor isca viva.....23

- Figura 14.** Mapa dos registros de peixes não-nativos no qual é desconhecida a causa da introdução nas 41 sub-bacias do Rio Doce.....24
- Figura 15.** Regressão parcial do efeito padronizado da porcentagem de agropecuária e a riqueza total de espécies de peixes não nativos entre as 41 sub-bacias na bacia do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis preditoras do modelo.....25
- Figura 16.** Regressão parcial do efeito padronizado da variação da proporção de agropecuária, variação da proporção de área urbana, variação da área urbana em hectare, densidade de rodovias e densidade de hidrelétricas sobre a riqueza total de peixes não nativos das 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis preditoras do modelo. (Valores da estatística na Tabela 4).....26
- Figura 17.** Regressão parcial do efeito padronizado da % de agropecuária e número de espécies de peixes não nativos introduzidos para pesca esportiva (a), aquicultura (b), e isca-viva (c) entre as 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis preditoras do modelo.....29
- Figura 18.** Regressão parcial do efeito padronizado da variação da proporção de agropecuária, variação da proporção de área urbana, variação da área urbana em hectare, densidade de rodovias e densidade de hidrelétricas sobre o número de espécies de peixes não nativos introduzidos para aquicultura das 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis preditoras do modelo. (Valores de estatística na Tabela 4).....30
- Figura 19.** Regressão parcial do efeito padronizado da variação da proporção de agropecuária, variação da proporção de área urbana, variação da área urbana em hectare, densidade de rodovias e densidade de hidrelétricas sobre o número de espécies de peixes não nativos introduzidos por isca-viva, das 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis preditoras do modelo. (Valores de estatística na Tabela 4).....31
- Figura 20.** Regressão parcial do efeito padronizado da variação da proporção de agropecuária, variação da proporção de área urbana, variação da área urbana em hectare, densidade de rodovias e densidade de hidrelétricas sobre o número de espécies de peixes não nativos introduzidos para pesca esportiva, das 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis preditoras do modelo. (Valores de estatística na Tabela 4).....32

Figura 21. Diferenças significativas entre as 41 sub-bacias do Rio Doce, categorizadas em calha e afluentes do Rio Doce, considerando: a) riqueza de espécies de peixes introduzidos por pesca esportiva; b) riqueza de espécies de peixes relacionadas à isca-viva; e c) proporção de área de ocupada pela agropecuária.....33

Figura 22. Diferenças não significativas entre as 41 sub-bacias do Rio Doce, categorizadas em calha e afluentes do Rio Doce, considerando: a) riqueza total de espécies de peixes não nativos; b) número de registros de peixes não nativos; e c) riqueza de espécies de peixes introduzidos por aquicultura; d) riqueza de espécies de peixes introduzidos por aquarismo e) riqueza de espécies de peixes introduzidos por vetor de introdução desconhecido.....34

Figura 23. Diferenças não significativas das demais variáveis preditoras entre as 41 sub-bacias do Rio Doce, categorizadas em calha e a afluentes do Rio Doce, a) variação da % de agropecuária, b) variação da % de área urbana, c) variação da área urbana em hectare, d) densidade de rodovias e estradas (km/área), e) densidade de hidrelétricas (unid/área).....35

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Classes de uso e cobertura do solo e sua reclassificação por grupos de maior abrangência.....24
- Tabela 2.** Código das variáveis resposta e preditoras com seus respectivos significados e cálculos utilizados na sua obtenção. *Variáveis colineares que foram descartadas do modelo.29
- Tabela 3.** Lista de espécies de peixes não nativos registradas da Bacia do Rio Doce.* Espécies excluídas das análises devido à falta de informação de coordenadas geográficas.31
- Tabela 4.** Resultados dos modelos de regressão múltipla entre variáveis relacionadas a alterações da paisagem e peixes não nativos da bacia do Rio Doce. As relações significativas ($p < 0,05$) estimadas a partir dos testes de razão de verossimilhança estão em negrito. Estimativas (E), intervalo de confiança de 95% e valores de p dos modelos de regressão múltipla para as variáveis resposta estimadas usando a riqueza total (riquezaNN), e pontos de ocorrências de peixes não nativos (ocorrências), além da riqueza de peixes de acordo com o principal vetor de introdução: pesca esportiva, aquicultura, aquarismo, isca viva e desconhecido. .29
- Tabela 5.** Índices Global de Moran dos modelos de cada variável resposta e a significância do índice. Aquela variável com $p > 0,05$ foi considerada com autocorrelação espacial. *modelos com a variável preditora calha.afluente. Em negrito, a variável que apresentou autocorrelação espacial.30

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 MÉTODOS	18
2.1. Área de estudo e delimitação da unidade amostral	18
2.2 Banco de dados da ictiofauna	20
2.3 Dados do habitat em escala de bacia hidrográfica	22
2.4 Análises estatísticas	26
3 RESULTADOS	30
3.1 Padrões gerais de ocorrência e riqueza de espécies não nativas	30
3.2 Vetores de introdução	34
3.3 Relações da ictiofauna não nativa com as alterações da paisagem	39
3.4 Diferenças entre calha principal e tributários do Rio Doce	35
4 DISCUSSÃO	38
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49
MATERIAL SUPLEMENTAR	62

INTRODUÇÃO

O sexto grande evento de extinção em massa está em andamento e, dessa vez, é determinado pelas múltiplas pressões antrópicas sobre virtualmente todos os ecossistemas da Terra (Vitousek *et al.*, 1997; Chapin *et al.*, 2000; Barnosky *et al.*, 2011). Diversos estudos são realizados todos os anos acerca dos efeitos das atividades humanas sobre mudanças na biodiversidade, com o intuito de identificar e propor soluções para essa problemática (Vörösmarty *et al.*, 2010). Entretanto, mesmo com os importantes acordos globais estabelecidos nas últimas décadas, como por exemplo, o Acordo de Paris, Convenção da Diversidade Biológica e Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável da ONU. Entretanto, a humanidade não cumpre a maioria dos compromissos para a conservação da biodiversidade, demonstrando que os esforços ainda são incipientes, e as perdas de biodiversidade continuam de forma alarmante (United Nation, 2015; Ripple *et al.*, 2017; Lima-Junior *et al.*, 2018).

Com a globalização de pessoas, coisas (i.e., animais/mercadorias) e informações, a introdução de espécies fora de seu limite original de distribuição tornou-se recorrente e intensa (Broennimann & Guisan, 2008). Isso vem promovendo a disseminação, intencional ou não, de espécies não nativas em escala global (Oporto & Latini, 2005; Ricciardi, 2007; Forneck *et al.*, 2020), estando entre os principais fatores responsáveis pelas extinções recentes (Bellard *et al.*, 2016). Para sistemas de água doce, incluindo populações e comunidades de peixes, as introduções já conduziram a grandes mudanças na biodiversidade (Clavero & Garcia-Berthou, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006; Vitule *et al.*, 2009; Pelicice *et al.*, 2014; Magalhães *et al.*, 2021). Uma vez introduzidos, os peixes não nativos podem se tornar invasores, caso sejam capazes de se estabelecer e expandir seu alcance (Gozlan & Newton, 2009; Latini *et al.*, 2021). Como resultado, efeitos ecológicos marcantes são observados (ie. homogeneização/diferenciação biótica), além de alterações no habitat, aumento na pressão de predação e competição por recursos,

hibridização, transmissão de doenças, alteração na ciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, nas funções ecossistêmicas (Baxter *et al.*, 2004; Irons *et al.*, 2007; Pinto-Coelho *et al.*, 2008; Pelicice & Agostinho, 2009; Williams *et al.*, 2013; Sales *et al.*, 2018; Garcia *et al.*, 2021; Magalhães *et al.*, 2021).

Embora as conseqüências negativas sejam inúmeras, esse fenômeno dobrou nas últimas décadas (Gozlan *et al.*, 2010), particularmente por motivações econômicas, como por exemplo: aquicultura, aquarismo, pesca esportiva e programas de peixamento em hidrelétricas. Tais atividades são consideradas importantes vetores de introdução de peixes não nativos (Padilla & Williams, 2004; Agostinho *et al.*, 2010; Britton & Orsi, 2012; Lima *et al.*, 2018), sendo muitas vezes negligenciadas as questões ambientais e sociais relacionadas a esses fatores (Azevedo-Santos *et al.*, 2011; Lima *et al.*, 2018; Padial *et al.*, 2017; Ribeiro *et al.*, 2017; Latini *et al.*, 2021). Os vetores de introdução predominantes de uma região influenciam diretamente a estrutura da ictiofauna não nativa (Ortega *et al.*, 2015). A aquicultura, por exemplo, cultiva um conjunto de espécies não nativas que apresentam características biológicas apreciadas para a finalidade de seu uso (Azevedo-Santos *et al.*, 2011; Sepúlveda *et al.*, 2013; Magalhães *et al.*, 2020). Devido especialmente a fugas de tanques de criação (Sepúlveda *et al.*, 2013), é esperado que regiões onde esse vetor é habitual, a estrutura da ictiofauna local passe a ter um aumento de riqueza e abundância de espécies não nativas relacionadas a estes fins (Daga *et al.*, 2016; Magalhães *et al.*, 2020).

O processo de invasão pode ser descrito por quatro estágios principais: o evento de introdução, o estabelecimento (com recrutamento dos jovens), a dispersão e o impacto (Moyle & Light, 1996). Isso significa que nem todas as espécies não nativas se tornam invasoras. Para tal, é necessário vencer filtros bióticos e abióticos para se estabelecer e causar danos ao ecossistema receptor (Garcia *et al.*, 2021). A invasibilidade (i.e., *invasibility*) se refere a propensão de um ecossistema à invasão (Richardson & Pyšek, 2006; Lapointe & Light, 2011), podendo ser potencializada em condições de degradação ambiental. Espécies não nativas podem ter maior sucesso

no estabelecimento pós-introdução em áreas previamente alteradas (Simberloff & Von Holle, 1999), pois costumam ser mais tolerantes e ter atributos de história de vida (i.e., "invasiveness" = invasividade) que as permitem persistir em locais onde as espécies nativas, notadamente as especialistas, não toleram (Arthington *et al.*, 1983, 1990; Marchetti *et al.*, 2004; Kennard *et al.*, 2005; Hermoso *et al.*, 2011).

As alterações na paisagem acarretadas por atividades humanas de uso e ocupação do solo, como agricultura, pecuária, urbanização, mineração, fragmentação por estradas e rodovias, levam à forte degradação das condições locais de ambientes aquáticos adjacentes (Trombulak & Frissell, 2000; Leprieur *et al.*, 2008; Leitão *et al.*, 2018; Santana *et al.*, 2020), modificando o habitat de espécies de peixes nativos (Brothers & Spingard, 1992; Hermoso *et al.*, 2011). A remoção da vegetação ripária desencadeia um aumento da entrada de sedimentos finos no sistema e turbidez da água, aumento da temperatura pela redução do sombreamento, além da limitação do aporte de material alóctone (e.g., troncos e galhos), importantes para a complexidade dos habitat aquáticos (Naiman *et al.*, 2010; Jackson *et al.*, 2015; Zeni *et al.*, 2019). Além disso, favorece a exposição a poluentes químicos e orgânicos tais como agrotóxicos, fertilizantes, resíduos da mineração, como metais pesados, esgoto entre outros (Das *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2006; Salvador *et al.*, 2020). A presença de estradas leva à fragmentação e represamentos de trechos de riachos, reduzindo o fluxo natural dos cursos d'água (Brejão, Teresa & Gerhard, 2020).

Outra importante fonte de alteração das condições naturais de ecossistemas aquáticos são os reservatórios hidrelétricos. Estes modificam as características hidrológicas, além de poderem remover barreiras geográficas naturais, potencialmente facilitando o estabelecimento e dispersão de peixes não nativos especialmente a ambientes lênticos (Poff *et al.*, 2007; Agostinho *et al.*, 2008; Vitule *et al.*, 2012; Pelicice *et al.*, 2021). A presença de reservatórios hidrelétricos também está correlacionada à ocorrência de peixes não nativos (Johnson *et al.*, 2008; Clavero & Hermoso, 2011), pois, direta ou indiretamente, impulsiona atividades

relacionadas com a introdução de espécies, como a pesca esportiva e aquicultura por cultivos em tanques-redes (Britton & Orsi, 2012; Azevedo-Santos *et al.*, 2011). A aquicultura tem levado à introdução de peixes não nativos em bacias hidrográficas de todo o mundo. Apesar da Lei de Crimes Ambientais, que penaliza quem introduzir espécies não nativas que possam causar danos à biodiversidade no Brasil (Art. 61, Lei 9.605/1998 e Art. 25, Decreto Nº 6.514/2008), no que se refere à produção de peixes, as políticas públicas têm estimulado o uso de espécies não nativas (Azevedo-Santos *et al.*, 2017; Latini *et al.*, 2021). A estocagem de peixes não nativos (i.e. tilápias) e sua criação em tanques rede são as práticas comuns tomadas como mitigação de danos da construção de reservatórios (Casal, 2006; Agostinho *et al.*, 2010), servindo como um importante vetor de introdução de espécies (Casal, 2006; Aigo *et al.*, 2008; Agostinho *et al.*, 2010; Ellender & Weyl, 2014; Garcia *et al.*, 2021). Assim, tais empreendimentos representam uma das principais ameaças à integridade dos ambientes aquáticos Neotropicais (Agostinho *et al.*, 2007, 2008; Finer & Jenkins, 2012).

Situada na Mata Atlântica, bioma mais fragmentado do Brasil, a bacia do Rio Doce já foi intensamente explorada e modificada ao longo de séculos. Recentemente, foi palco de um dos maiores desastres ambientais da história, o rompimento da barragem de rejeitos de mineração de Fundão, afetando fortemente a calha principal do rio desde a cabeceira – a foz (Salvador *et al.*, 2020). Entretanto, não se sabe como é a interação de tais alterações paisagísticas e a ocorrência de espécies não nativas de peixes na bacia. A maioria dos estudos disponíveis na literatura que mencionam peixes não nativos na região se concentrou no seu curso médio, principalmente no sistema lacustre do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), onde já é relatada a presença dessas espécies desde a década de 70 (Godinho, 1996). A introdução de peixes em vários lagos da região causou alterações significativas nas comunidades nativas, culminando em diversos casos de extirpações locais (Sunaga & Verani, 1991; Latini *et al.*, 2004; Pinto-Coelho *et al.*, 2008; Maia-Barbosa *et al.*, 2010; Fragoso-Moura *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2021). Além disso, importantes inventários dos registros de peixes não nativos para a bacia

como um todo já foram realizados (Alves *et al.*, 2007; Vieira, 2006; Vieira *et al.*, 2009; Vieira *et al.*, 2015; Sarmiento-Soares *et al.*, 2017; Bueno *et al.*, 2021). A bacia é marcada pela predominância de espécies de menor porte (< 20 cm), o que pode ser um dos fatores que contribui para o grande número de introduções (Vieira, 2006), visto que é uma das mais invadidas por peixes não nativos de Minas Gerais (Alves *et al.*, 2007; Magalhães *et al.*, 2021b).

O conhecimento sobre a distribuição geográfica dos peixes não nativos de uma região, juntamente com os fatores antropogênicos, é o primeiro passo para a compreensão do panorama geral das introduções (e.g., Garcia *et al.*, 2018). Entretanto, observa-se que os esforços ainda são frequentemente limitados às escalas locais e/ou voltados a uma única espécie, devido aos desafios de aquisição de dados em escalas maiores, como a logística e escassa expertise em macroecologia. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivos centrais: 1) mapear as ocorrências de peixes não nativos, considerando o principal vetor de introdução de cada espécie, comparando seus padrões de distribuição entre os tributários e a calha principal do Rio Doce; e 2) investigar os padrões de riqueza e ocorrência de peixes não nativos frente às alterações de paisagem da área de drenagem das diferentes sub-bacias da bacia do Rio Doce. Particularmente para o segundo objetivo, hipotetizamos que quanto maior o nível de degradação da sub-bacia, maior a frequência de ocorrência e a riqueza de espécies não nativas de peixes. Em virtude da lacuna de conhecimento acerca dos peixes não nativos, sobretudo de informações em macroescala, este estudo pretende contribuir para o planejamento de ações de manejo e controle dos peixes não nativos, além de poder contribuir para a formulação de políticas públicas para a região.

2 MÉTODOS

2.1. Área de estudo e delimitação da unidade amostral

A bacia do Rio Doce pertence à ecoregião de água doce do nordeste da mata atlântica (Abell *et al.*, 2008), apresentando uma área de drenagem de 83 400

km², da qual grande parte pertence ao estado de Minas Gerais, e a região do baixo Rio Doce ao estado do Espírito Santo. O Rio Doce nasce nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço - MG, abrangendo 853 km de extensão da cabeceira – a foz, em Regência – ES. No passado, a bacia era coberta em sua maior parte por vegetação nativa com Campos de Altitude (na Serra do Caparaó, Serra do Espinhaço e Serra da Mantiqueira), Floresta Estacional Semidecidual e o predomínio da Mata atlântica (Coelho *et al.*, 2009), sendo um dos biomas mais degradados do Brasil devido ao longo histórico de colonização e intensa ocupação do solo.

Recentemente, as bacias hidrográficas vêm se tornando uma unidade territorial na gestão dos recursos hídricos e políticas públicas referentes ao meio ambiente (Carvalho, 2020). A divisão em ottobacias, método proposto pelo engenheiro hidrólogo Otto Pfafstetter, hierarquiza as redes de drenagem refletindo a topologia em sua codificação. O primeiro passo desse método é o delineamento do principal curso d'água, de maior contribuição. A partir da foz deste curso, agrega-se a cada confluência o trecho de maior contribuição, definindo assim o curso d'água principal – a montante, que neste caso é o Rio Doce. Posteriormente, são definidos os quatro maiores tributários desse curso principal, levando em conta a área de drenagem, que são numerados de jusante a montante com números pares (2,4,6,8). Os cinco trechos restantes que contribuem diretamente para o curso d'água principal são denominadas interbacias e numeradas com dígitos ímpares (1,3,5,7,9) (ANA, 2007). A unidade amostral utilizada no presente estudo foi a de sub-bacias ottocodificadas nível 7 da Hydrosheds (Figura 1), que é uma série de camadas poligonais que representam as delimitações de sub-bacias em escala global, e leva em consideração a topologia da área (Lehner & Grill, 2013). As métricas de paisagem foram utilizadas na forma de proporção para amenizar o efeito das diferenças de área entre as sub-bacias, que variaram de 43 a 8823 hectares.

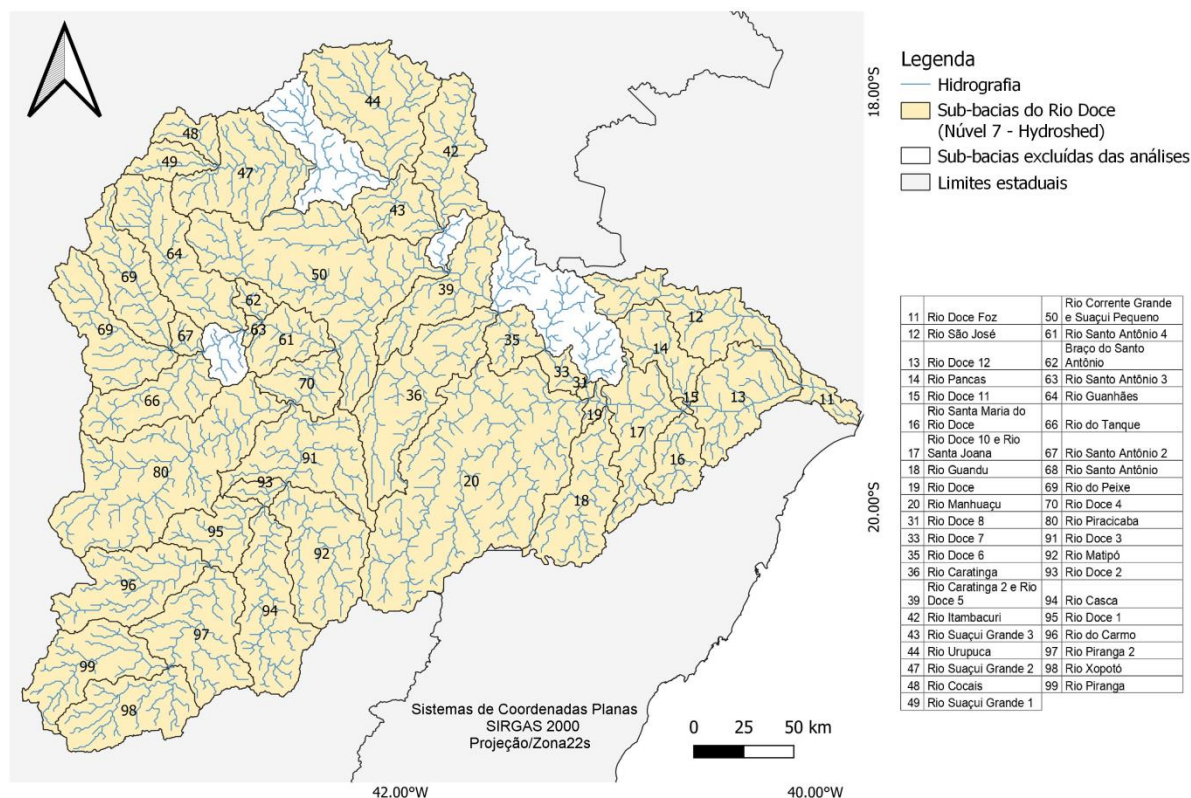


Figura 2. Bacia do Rio Doce classificada em nível 7 de detalhamento pelo método Otto Pfafstetter. Os números representam os dois últimos dígitos da classificação. Algumas sub-bacias foram excluídas das análises, devido à falta de amostragem, sendo utilizadas 41 sub-bacias no total. A legenda traz os códigos seguidos pelos rios de principal contribuição de cada sub-bacia.

2.2 Banco de dados da ictiofauna

A lista de espécies de peixes não nativos para a Bacia do Rio Doce foi inventariada através de uma pesquisa bibliográfica dos estudos publicados para a região, utilizando as seguintes palavras-chave, segundo Gubiani *et al.* (2018): (Neotropical) AND (fish*) AND (species) AND (inva* OR alien OR exotic OR non-native OR non-indigenous OR introduced) AND (aquatic OR freshwater OR reservoir OR lake OR stream OR river OR lagoon OR floodplain OR wetland). Posteriormente consultamos especialistas para verificarmos a consistência na identificação taxonômica de cada espécie registrada. Também foi utilizado o banco de dados de peixes não nativos do Brasil, realizado através de uma compilação de artigos que relatam registros dos peixes não nativos para todo o território nacional (Frederico *et al.*, em preparação). Consideramos aqui espécies não nativas qualquer peixe que

não esteja distribuído em sua ecorregião de origem (*sensu* Abell *et al.*, 2008), tanto alóctones (de outras bacias hidrográficas brasileiras), como exóticas (de outros países). Em seguida, obtivemos as coordenadas geográficas das ocorrências para cada espécie já registrada, através dos bancos de metadados mundiais GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*) e SPLINK (*Species Link*), além de informações não publicadas advindas de relatórios de consultoria. Pontos duplicados ou com coordenadas erradas foram excluídas. Os registros de algumas espécies, como *Hypophthalmichthys molitrix*, *Hypophthalmichthys nobis*, e *Micropterus salmoides*, foram obtidos da literatura, mas não encontramos suas coordenadas geográficas, portanto, não foram utilizadas nas análises.

As classificações taxonômicas de todas as espécies foram conferidas e atualizadas de acordo com Fricke *et al.* (2020), sendo excluídas as espécies duvidosas ou com erros de identificação. Para minimizar o efeito das lacunas de amostragem, localizadas principalmente em regiões de difícil acesso e ausência de coletas, contrastamos os pontos dos peixes não nativos com todos os registros de peixes (nativos e não nativos) já amostrados para a bacia (obtidos também pelo GBIF e SPLINK). Em seguida, excluimos das análises as sub-bacias que não apresentaram registros de peixes não nativos por falta de amostragem. Assumimos que o uso desse tipo de fonte de dados apresenta desvantagens, como a falta de informações sobre esforço amostral, e – mesmo os vieses oriundos das lacunas de coleta, já reconhecidos por outros estudos (Sánchez-Fernandes *et al.*, 2008). Todavia, as múltiplas fontes de dados representam as distribuições mais completas possíveis para a bacia do Rio Doce. Portanto, consideramos neste estudo que nos locais onde uma espécie não foi registrada ela está ausente de fato e, uma vez registrada no passado, pressupõe-se sua ocorrência no tempo presente. Após tais passos metodológicos, o número total de sub-bacias a serem utilizadas como unidade amostral foi de 41 (Figura 1).

Para cada sub-bacia, registramos as ocorrências, e quantificamos a riqueza total de espécies não nativas, assim como o número de espécies por vetor principal

de introdução (i.e., aquarismo, aquicultura, pesca-esportiva, isca viva, ou desconhecido). As informações sobre vetor de introdução mais comum das espécies foram obtidas em Gubiani *et al.* (2018) e consulta com especialistas. Essas métricas foram utilizadas separadamente como variáveis resposta nas análises subsequentes. O mapa de densidade de Kernel foi utilizado para quantificar a agregação de pontos de ocorrência de peixes não nativos dentro de um raio de influência (Bergamaschi, 2010).

2.3 Dados do habitat em escala de bacia hidrográfica

A ecologia de paisagem é uma área do conhecimento que pode ser entendida como a ecologia das interações espaciais de mosaicos e gradientes da paisagem sobre os processos ecológicos (Metzger, 2001). Embora a ecologia da paisagem tenha sido tradicionalmente pensada para ambientes terrestres, muito se tem acrescentado aos estudos de sistemas aquáticos, devido à forte contribuição da estrutura da paisagem terrestre circundante para características físicas e químicas dos corpos d'água (Hansen & Di Castri, 1992; Wiens, 2002; Brejão *et al.*, 2021).

As informações de uso e ocupação do solo (UOS) (Figura 2) utilizadas como variáveis preditoras em escala de paisagem foram obtidas através do MAPBIOMAS (https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR). Foram utilizados mapas no formato matricial (pixel de 30 x 30 m), produzidos a partir da classificação pixel a pixel de imagens dos satélites *Landsat*, coleção 6 de 2020. Com auxílio do *Google Earth Engine*, por meio dos *Toolkits* (algoritmos prontos) exportamos a camada *raster* e a tabela com as proporções das classes de UOS para a geometria escolhida (cada sub-bacia). Posteriormente, as classes de UOS foram agrupadas em: agropecuária (i.e., pastagem, agricultura, silvicultura e mosaicos de agricultura e pastagem), mineração, área urbana, e área natural (i.e., floresta e formação natural não florestal) (Tabela 1). Em seguida, a área (km²) de cada categoria foi transformada em proporção para cada sub-bacia. Obtivemos dados georreferenciados da malha rodoviária da bacia (Figura 3) através do Plano Nacional de Logística de Transporte (Brasil, 2007), que inclui estradas e rodovias principais, e

calculamos a métrica de densidade de rodovias (m/área) utilizando o Quantum Gis (QGIS).

Também obtivemos as variações das classes entre os anos de 1985 e 2020, transformadas em proporções. Tal métrica oferece uma perspectiva temporal sobre as informações de UOS, pois vai além dos dados do presente, que podem ter uma capacidade preditiva limitada em relação ao histórico de mudanças (Ernault *et al.*, 2006). Uma sub-bacia pode ter um alto valor de proporção pra determinada classe no presente, mas uma variação pequena nas últimas décadas, o que significa que o processo de mudança de uso e ocupação do solo já aconteceu há tempos atrás. Pode-se, assim, identificar efeitos do legado histórico do UOS (Uezu & Metzger, 2016), um fator importante considerando que as comunidades aquáticas não respondem apenas imediatamente a mudanças na paisagem (Harding *et al.*, 1998).

As variáveis preditoras de uso do solo foram escolhidas com o intuito de serem indicadoras do grau de antropização das sub-bacias. Pressupõe-se que pelo fato de cada sub-bacia ser delimitada pelos interflúvios (áreas mais elevadas que servem como divisores de água) os efeitos generalizados das classes de UOS da sub-bacia estariam influenciando como um todo, devido ao escoamento superficial dentro desses limites, que culminam na calha dos principais cursos d'água.

As classes de uso pastagem, agricultura e silvicultura, foram agrupadas em agropecuária, pois tais atividades compartilham alguns efeitos semelhantes, principalmente em relação à retirada da vegetação nativa e substituição por outras culturas vegetais e gramíneas, sujeitas à colheitas e/ou queimadas periódicas, que expõe o solo a erosões, desgaste, entre outros, gerando efeitos sinérgicos difíceis de separar. Além disso, tais práticas muitas vezes coexistem, sendo comum, por exemplo, que áreas de pecuária estejam associadas ao plantio de milho e outras culturas para suplementação da alimentação das criações, que por sua vez fornece o adubo através do esterco (Bonani *et al.*, 2017). É observada também a transição da ocupação do solo de vegetação natural para agricultura, que por sua vez, ao

exaurir os nutrientes do solo, é substituída pela pecuária (Fujisaka *et al.*, 1996; Murty *et al.*, 2012).

Tabela 1. Classes de uso e cobertura do solo e sua reclassificação por grupos de maior abrangência.

Grupos	Classes de uso e ocupação do solo	Descrição
Área natural	Floresta	Formação florestal, savânica, mangue e restinga arborizada.
	Formação natural não florestal	Área pantanosa, formação campestre, apicum, afloramento rochoso.
Agropecuária	Pastagem	Áreas de gramíneas utilizadas para o pastoreio.
	Agricultura	Lavouras temporárias e perenes (e.g., soja, cana-de-açúcar, arroz, café, entre outras).
	Silvicultura	Plantações de eucalipto.
Mineração	Área não vegetada	Áreas com ocupação do solo referente à mineração.
Área urbana	Área não vegetada	Áreas com ocupação do solo referente à urbanização.

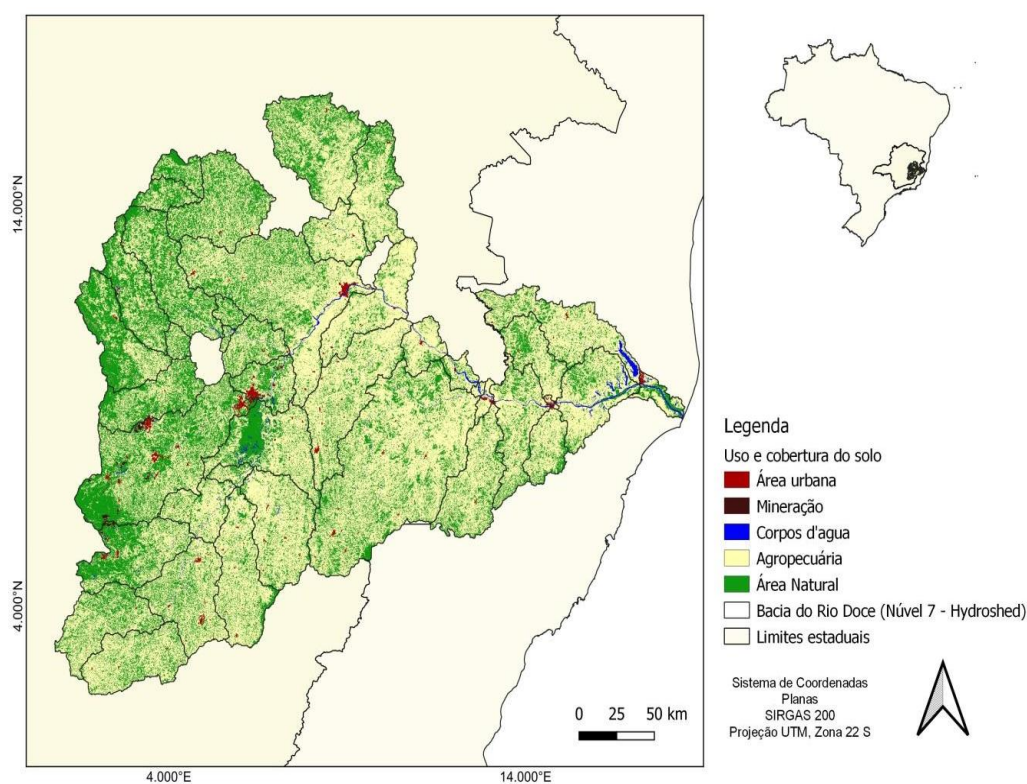


Figura 2. Uso e cobertura do solo das 41 sub-bacias do Rio Doce, representando as classes agrupadas que foram utilizadas neste estudo (área natural, agropecuária, mineração, área urbana).

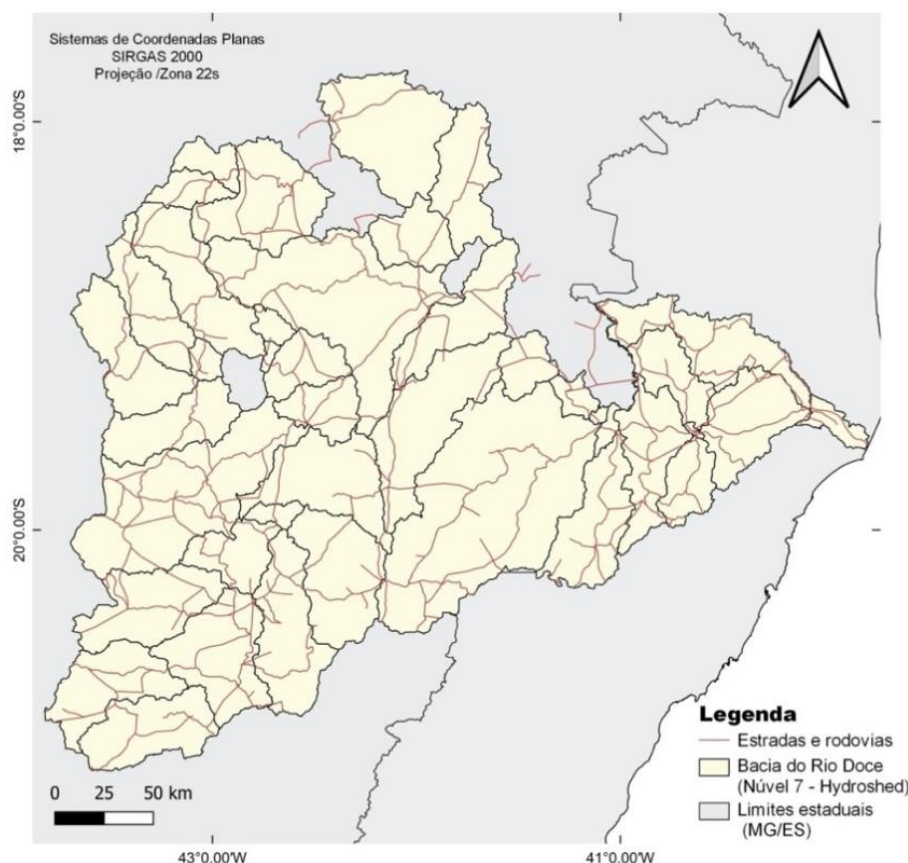


Figura 3. Mapa da malha rodoviária das 41 sub-bacias do Rio Doce, adquiridas do Plano Nacional de Logística e Transporte, 2007.

Dados espaciais dos reservatórios hidrelétricos foram obtidos na ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica), através do AHE - Mapa dos Empreendimentos de Aproveitamento Hidrelétricos (Estágio da usina), que contém as coordenadas geográficas de todos os empreendimentos hidrelétricos do Brasil. Consideramos Usina Hidrelétrica (UHE) e Pequena Central Hidrelétrica (PCH) com o mesmo peso para o cálculo de densidade de hidrelétricas (Figura 4). Apesar de proporcionalmente o tamanho dos empreendimentos serem diferentes, a capacidade geradora do reservatório não está necessariamente relacionada ao seu tamanho, que pode variar de acordo com a geomorfologia do seu entorno. Além disso, estudando 70 reservatórios brasileiros, Pereira *et al.* (2018) não encontraram relação significativa entre a área do reservatório e a riqueza de espécies, dessa forma

decidimos igualar os pesos dos barramentos hidrelétricos neste estudo. Para o cálculo de densidade de reservatórios foi utilizado a soma total de pontos da sub-bacia pela sua área (km²), calculada com o auxílio do QGIS.

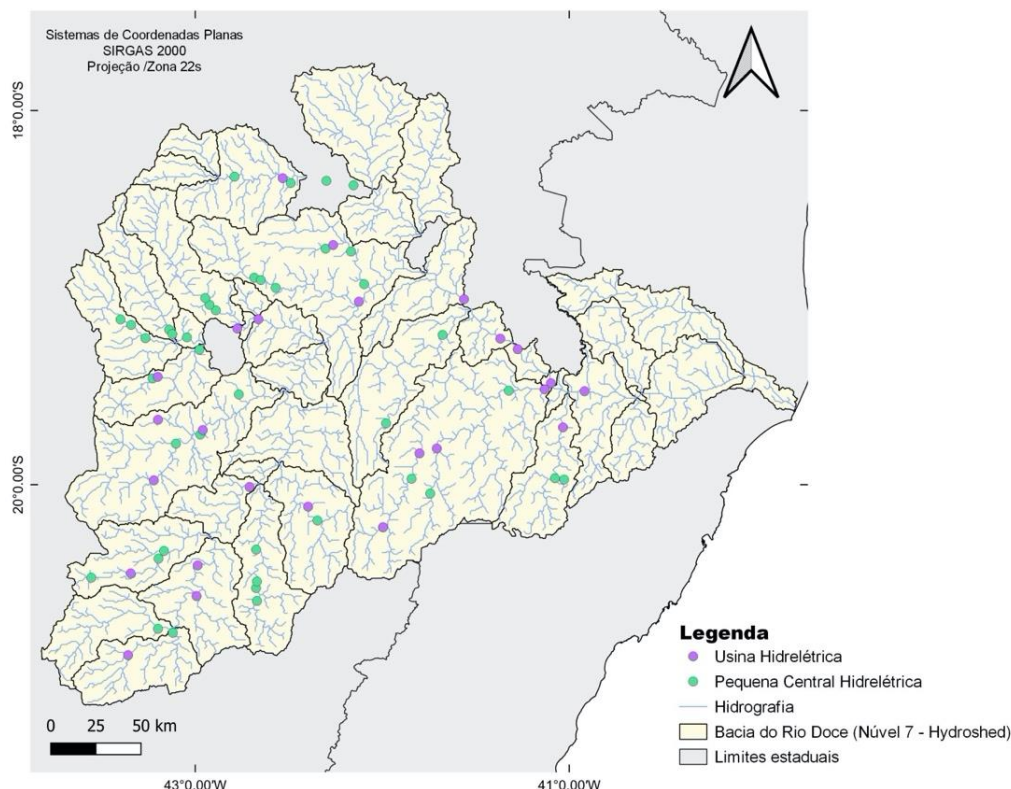


Figura 4. Mapa dos empreendimentos hidrelétricos já implantados na bacia do Rio Doce.

2.4 Análises estatísticas

Inicialmente, testamos a multicolinearidade entre as variáveis preditoras, a partir da correlação de Pearson (Material Suplementar 1). Consideramos alta multicolinearidade quando um par de variáveis apresentou $|r| > 0.5$ (Zuur *et al.*, 2009). Nesse caso, selecionamos apenas uma delas para compor o modelo de regressão. As variáveis selecionadas foram aquelas com menor número de correlações entre os pares, ou seja, a variável que carrega mais informações independentes comparativamente com as outras. As variáveis preditoras utilizadas para compor o modelo foram: proporção de agropecuária (agro), variação da agropecuária entre 1985 a 2020 (vpagro), variação da área urbana entre 1985 a

2020 em proporção (vpurbana) e km² (vurbana), densidade de rodovias (rodovia) e densidade de hidrelétricas (hidro) (Tabela 2).

Como as variáveis preditoras apresentam unidades de medidas distintas, padronizamos os valores utilizando a função *scale* do pacote 'base' do software R (R version 4.0.0; R Core Team, 2020). Usamos os GLM's (*Generalized Linear Models*) para avaliar o suporte às principais hipóteses relacionando cada variável resposta ao conjunto de variáveis preditoras, assumindo a distribuição binomial negativa. Esses modelos são utilizados quando os resíduos apresentam distribuição diferente da normal (Gaussiana). As variáveis respostas utilizadas foram: número de registros de ocorrências (ocorr), riqueza total de peixes não-nativos (riquezaNN), riqueza por vetor de introdução (pescaesportiva, aquicultura, aquarismo, iscaviva e desconhecido) (Tabela 2). A importância das variáveis preditoras em explicar as variáveis resposta foi avaliada a partir da estatística Wald'z, que apresenta associação com valores de probabilidade (p). A importância das variáveis preditoras também foi investigada a partir do teste de taxa de probabilidade (do inglês *LRT*), mas encontramos resultados similares àqueles obtidos pelo Wald'z. Utilizamos gráficos parciais para representar graficamente a relação entre as variáveis resposta e preditoras. Esse tipo de gráfico é comum em análises de regressão múltipla, pois as variáveis são correlacionadas entre si dentro da análise e seus efeitos precisam ser controlados (Fox & Weisberg, 2019).

Ademais, testamos a autocorrelação espacial nos resíduos dos modelos significativos calculando o índice de Moran e seus valores de p. O índice de Moran é uma medida de correlação padronizada que varia de -1 a 1, sendo os valores próximos a zero indicativos de aleatoriedade espacial. A estrutura espacial de um conjunto de dados é representada em forma de uma matriz de pesos espaciais *W*, de dimensão igual a *n* unidades de área consideradas (neste caso, 41 sub-bacias). Para nossa matriz de peso, utilizamos o critério de distância hidrológica (km), como forma de representar os padrões espaciais de distribuição dos peixes ao longo de uma rede hidrográfica (Landeiro *et al.*, 2011). Utilizamos então uma matriz de

ponderação espacial com o inverso da distância hidrológica entre pares de sub-bacias como pesos (Salgueiro *et al.*, 2021). Cada sub-bacia foi identificada com um ponto (centroide) e posteriormente, com o auxílio do complemento *qneat3* do QGIS, calculamos o inverso da distância hidrológica par a par, ou seja, o inverso do menor trajeto pelo curso da hidrografia entre os centroides de cada par (Dray *et al.*, 2006). Por meio do teste de pseudo-significância identificamos se o valor do Índice de Moran foi significativo, ou seja, se houve autocorrelação espacial positiva ou negativa. Aqueles significativos não puderam seguir com a regressão clássica devido à quebra de pressuposto. Para tal, utilizamos regressões espaciais, que levam em consideração o efeito do espaço nas análises. Quando a autocorrelação espacial foi detectada, construímos os mapas de autovetores de Moran (MEM - Moran Eigenvectors Maps) calculados a partir da distância hidrológica. Os vetores espaciais são relacionados com a estrutura espacial da área de estudo (Blanchet *et al.*, 2008), e incluídos aqueles MEM's significativos como variáveis preditoras em modelos de regressão múltipla para controlar a autocorrelação espacial. Depois de incluir MEM's nos modelos, a autocorrelação espacial (valores de Moran) foi corrigida dos modelos residuais. Todas as análises foram conduzidas no ambiente R (R Core Team, 2020), utilizando os pacotes *vegan*, *spdep*, *adegraphics*, *mem*, *adespatial*, *MASS*, *lme4*.

Tabela 2. Código das variáveis resposta e preditoras com seus respectivos significados e cálculos utilizados na sua obtenção. *Variáveis colineares que foram descartadas do modelo.

Variáveis	Significado
riquezaNN	Riqueza de espécie de peixes não nativos
ocorr	Número total de pontos de ocorrência
pesca esportiva	Número de peixes apreciados na pesca esportiva
aquicultura	Número de peixes comumente utilizados para a aquicultura
aquarismo	Número de peixes apreciados pelo aquarismo
iscaviva	Número de peixes com uso de isca viva
desconhecido	Número de peixes que não se sabe o vetor principal da introdução
rodovia	Densidade de rodovias obtida pela distância total em km/área total da sub-bacia
urbana*	Proporção de área urbana atual em relação a área total da sub-bacia
hidro	Densidade de hidroelétricas, obtida pelo nº de hidrelétricas /área total da sub-bacia
vpagro	Variação da proporção de agropecuária entre os anos de 1985 - 2020
vnatural*	Variação da área natural em hectares entre os anos de 1985 -2020
vpnatural*	Variação da proporção de área natural entre os anos de 1985 - 2020
vagro*	Variação da área ocupada por agropecuária em hectare entre os anos de 1985 -2020
agro	Proporção ocupada pela agropecuária atual em relação à área total da sub-bacia
natural*	Proporção de área natural atual em relação ao total da sub-bacia
vurbana	Variação de área urbana em hectare entre os anos de 1985 - 2020
vpmin*	Variação da proporção de área ocupada pela mineração entre os anos de 1985- 2020
mine*	Proporção de área ocupada por mineração atual em relação à área total da sub-bacia
vpurbana	Variação da proporção de área urbana entre os anos de 1985 a 2020
vmin*	Variação da área ocupada por mineração em hectares entre os anos de 1985 a 2020
área*	Área total da sub-bacia em hectare

3 RESULTADOS

3.1 Padrões gerais de ocorrência e riqueza de espécies não nativas

Foram registradas 35 espécies de peixes não-nativos, pertencentes a 17 famílias e 6 ordens, sendo 23 delas alóctones e 12 exóticas (Tabela 3). No total, foram encontrados 1040 registros (pontos de ocorrência) para as 41 sub-bacias (Figura 5). A ordem Characiformes foi a mais representativa, com 34.3% dos pontos de ocorrência totais, seguida de Siluriformes (29.9%), Cichliformes (23,7%), Cyprinodontiformes (15,9%), e Cypriniformes e Perciformes, ambas com menos de 1,5%. As espécies com maior número de ocorrências foram o lebiste *Poecilia reticulata* (144), a piabinha *Knodus moenkhausii* (95), o tamboatá *Hoplosternum littorale* (78), o mandi *Pimelodus maculatus* (71), e a tilápia-do-Nilo *Oreochromis niloticus* (63). As espécies *H. littorale*, *Pygocentrus nattereri*, *P. reticulata* e *K. moenkhausii* foram registradas em metade das sub-bacias, enquanto algumas espécies como a corvina *Plagioscion squamosissimus*, o bagre-americano *Ictalurus punctatus*, o jaguar *Parachromis managuensis*, e o peixe-espada *Xiphophorus hellerii*, tiveram registros em apenas um ponto de ocorrência. Em apenas seis sub-bacias (44, 49, 63, 67, 93 e 94) não houve registro de ocorrência de peixes não-nativos, mesmo já havendo registros de coletas da ictiofauna para esses locais.

Após consulta a especialistas, as espécies catalogadas como *Cichla monoculus*, *C. pinima* e *C. ocellaris*, foram consideradas *Cichla kelberi*, assim como *Pygocentrus piraya*, que foi considerada aqui como *P. nattereri*.

Os valores de riqueza de espécies não nativas de peixes variaram entre 0 e 18 (média = 4,92; DP = 4,13), e o número de ocorrências totais entre 0 e 144 (média = 11,59; DP = 18,30) entre as diferentes sub-bacias. A partir do mapa de Kernel (Figura 6), nota-se maior incidência de registros de espécies não nativas na sub-bacia 50 (Rio Corrente-Grande e o Suaçuí-pequeno), a qual apresentou também maior riqueza de espécies (15 espécies).

Tabela 2. Lista de espécies de peixes não nativos registradas da Bacia do Rio Doce.* Espécies excluídas das análises devido à falta de informação de coordenadas geográficas.

Espécie	Nome popular	Origem	Vetor de introdução principal	Referências	Obs
<i>Astronotus crassipinnis</i>	Apaiari	Alóctone	Aquarismo	Latini <i>et al.</i> , 2004; Fragoso-Moura <i>et al.</i> , 2016; Bueno <i>et al.</i> , 2021.	Citado como <i>A. ocellatus</i>
<i>Brycon amazonicus</i>	Matrinxã	Alóctone	Aquicultura	Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Cichla kelberi</i>	Tucunaré-amarelo	Alóctone	Pesca Esportiva	Latini & Petrere, 2004; Pinto-Coelho <i>et al.</i> , 2008; Oliveira, 2011; Silva <i>et al.</i> , 2012; Fragoso-Moura <i>et al.</i> , 2016; Sarmiento-Soares <i>et al.</i> , 2017*; Bueno <i>et al.</i> , 2021.	Citado como <i>C. pinima</i> , <i>C. monocularis</i> e <i>C. ocellaris</i>
<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre-Africano	Exótica	Aquicultura	Alves <i>et al.</i> ; 1999; Latini <i>et al.</i> , 2004; Giacomini <i>et al.</i> , 2011; Vieira, Pompeu & Baumgratz, 2011; Silva <i>et al.</i> , 2012; Fragoso-Moura <i>et al.</i> , 2016; Bueno <i>et al.</i> , 2021.	
<i>Colossoma macropomum</i> x <i>Piaractus mesopotamicus</i>	Tambacu	Alóctone	Aquicultura	Latini <i>et al.</i> , 2004; Vieira, 2010; Vieira, Pompeu & Baumgratz, 2011; Bueno <i>et al.</i> , 2021.	Híbrido, citado como espécies separadas
<i>Coptodon rendalli</i>	Tilápia-do-Congo	Exótica	Aquicultura	Vieira, 2006; Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira, Pompeu & Baumgratz, 2011; Santos <i>et al.</i> , 2012; Vieira <i>et al.</i> , 2015; Bueno <i>et al.</i> , 2021.	
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Carpa-Capim	Exótica	Aquicultura	Oliveira, 2011; Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira, 2010; Bueno <i>et al.</i> , 2021.	
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa-comum	Exótica	Aquicultura	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira, 2010; Vieira, Pompeu & Baumgratz, 2011; Vieira <i>et al.</i> , 2015; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Hoplosternum littorale</i>	Tamboatá	Alóctone	Isca-viva	Silva <i>et al.</i> , 2012; Fragoso-Moura <i>et al.</i> , 2016; Sarmiento-Soares <i>et al.</i> , 2017; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Mato-grosso	Alóctone	Aquarismo	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira 2010; Sarmiento-Soares <i>et al.</i> , 2017; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> *	Carpa-prateada	Exótica	Aquicultura	Vieira, 2010, Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> *	Carpa-cabeçuda	Exótica	Aquicultura	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira, 2010; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Ictalurus punctatus</i>	Bagre-americano	Exótica	Aquicultura	Vieira, 2010; Thomé <i>et al.</i> , 2021; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Knodus moenkhausii</i>	Piaba	Alóctone	Desconhecido	Vieira <i>et al.</i> , 2015; Souza, Oliveira & Pereira, 2015; Salvador <i>et al.</i> , 2018; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Lepomis gibbosus</i>	Peixe-sol	Exótica	Pesca Esportiva	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira, 2010; Santos <i>et al.</i> , 2012; Vieira <i>et al.</i> , 2015; Sarmiento-	

<i>Lophiosilurus alexandri</i>	Pacamã	Alóctone	Pesca Esportiva	Soares <i>et al.</i> , 2017; Bueno <i>et al.</i> , 2021 Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira 2010; Silva <i>et al.</i> , 2012; Salvador <i>et al.</i> , 2018; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	Piapara	Alóctone	Aquicultura	Silva <i>et al.</i> , 2012; Bueno <i>et al.</i> , 2021	Citado como <i>M. elongatus</i>
<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	Piaussu	Alóctone	Aquicultura	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira, 2010; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Metynniss lippincottianus</i>	Pacu-CD	Alóctone	Aquarismo	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira, Pompeu & Baumgratz, 2011; Sarmiento-Soares <i>et al.</i> , 2017; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Micropterus salmoides</i>	Black-bass	Exótica	Pesca Esportiva	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira, 2010	
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tlápia-do-Nilo	Exótica	Aquicultura	Latini <i>et al.</i> , 2004; Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira, 2010; Vieira, Pompeu & Baumgratz, 2011; Sarmiento-Soares <i>et al.</i> , 2012; Vieira <i>et al.</i> , 2015	
<i>Parachromis managuensis</i>	Jaguar	Exótica	Aquarismo	Barros <i>et al.</i> , 2012; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Pimelodus maculatus</i>	Mandi-amarelo	Alóctone	Pesca Esportiva	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira 2010; Silva <i>et al.</i> , 2012; Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Peckoltia aff. multispinis</i>	Cascudo-barbadinho	Alóctone	Aquarismo	Sarmiento-Soares <i>et al.</i> , 2017; Bueno <i>et al.</i> , 2021	Citado como <i>Ancistrus</i> sp.
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Corvina	Alóctone	Aquicultura	Barros <i>et al.</i> , 2012	
<i>Poecilia reticulata</i>	Lebiste	Alóctone	Aquarismo	Vieira, Pompeu & Baumgratz, 2011, Sarmiento-Soares <i>et al.</i> , 2012; Bueno <i>et al.</i> , 2021; Santos & Britto, 2021	
<i>Pogonopoma wertheimeri</i>	Cascudo-preto	Alóctone	Desconhecido	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira 2010; Sarmiento-Soares <i>et al.</i> , 2012	
<i>Prochilodus argenteus</i>	Curimatã-pacu	Alóctone	Aquicultura	Alves <i>et al.</i> , 2007; Sarmiento-Soares <i>et al.</i> , 2012	
<i>Prochilodus</i> spp. " <i>costatus-lineatus</i> "	Curimatã	Alóctone	Aquicultura	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira 2010; Silva <i>et al.</i> , 2012; Salvador <i>et al.</i> , 2018; Oliveira, 2011	Citado como <i>P. lineatus</i>
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> x <i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Pincachara	Alóctone	Aquicultura	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira 2010; Bueno <i>et al.</i> , 2021	Híbrido
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	Cascudo-abacaxi	Alóctone	Aquarismo	Bueno <i>et al.</i> , 2021	
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piranha-vermelha	Alóctone	Pesca Esportiva	Fragoso-Moura <i>et al.</i> , 2016; Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira 2010; Silva <i>et al.</i> , 2012; Belei <i>et al.</i> , 2012	Citado como <i>P. piraya</i>
<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	Alóctone	Pesca Esportiva	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira 2010; Silva <i>et al.</i> , 2012	
<i>Xiphophorus helleri</i>	Peixe-espada	Exótica	Aquarismo	Alves <i>et al.</i> , 2007; Vieira 2010;	
<i>Pseudoplatystoma</i> sp. x	Jundiara	Alóctone	Aquicultura	Comunicação pessoal com	Registro

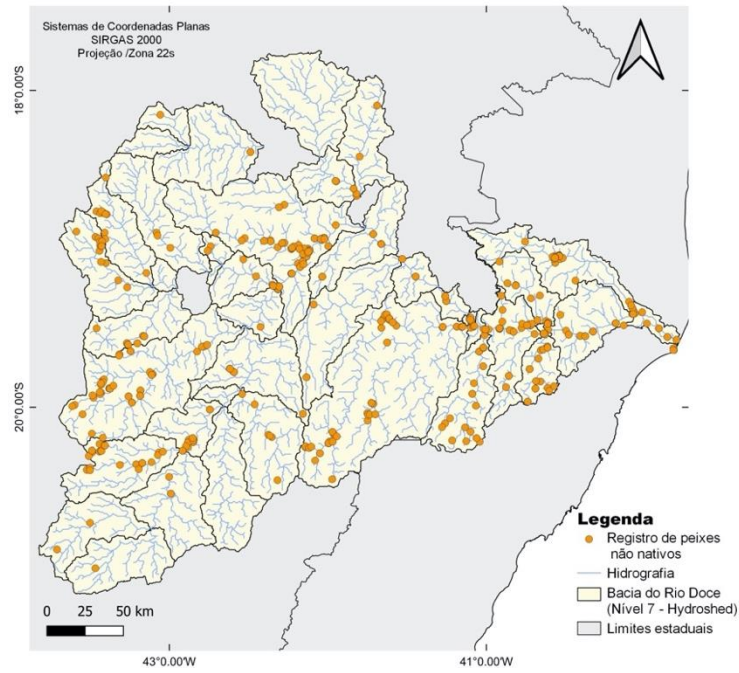


Figura 5. Pontos de ocorrência de todas as espécies de peixes não nativos em 41 diferentes sub-bacias da Bacia do Rio Doce.

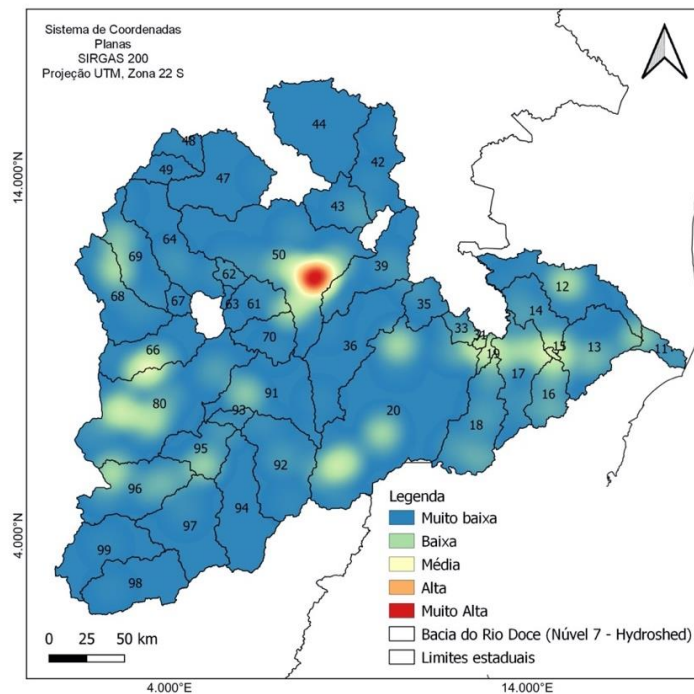


Figura 6. Mapa de Kernel com estimativas da densidade dos pontos de ocorrência dos peixes não nativos em 41 sub-bacias da bacia do Rio Doce.

3.2 Vetores de introdução

O vetor de introdução de peixes com maior número de registros foi o aquarismo, seguido por aquicultura, pesca esportiva, isca-viva e desconhecido (Figura 7). Em termos de riqueza de espécies, o vetor de introdução com mais peixes não-nativos foi aquicultura (15 espécies; Figuras 8, 9 e 10), seguida por aquarismo (8 espécies; Figura 11), e pesca-esportiva (6 espécies; Figura 12). As espécies restantes foram categorizadas em isca-viva e uso típico desconhecido (Figuras 13, 14).

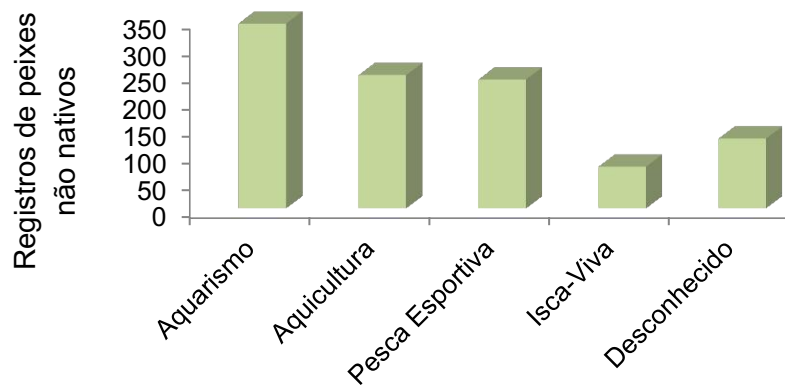


Figura 7. Número de registros de ocorrências de peixes não-nativos por vetor de introdução principal nas 41 sub-bacias do Rio Doce.

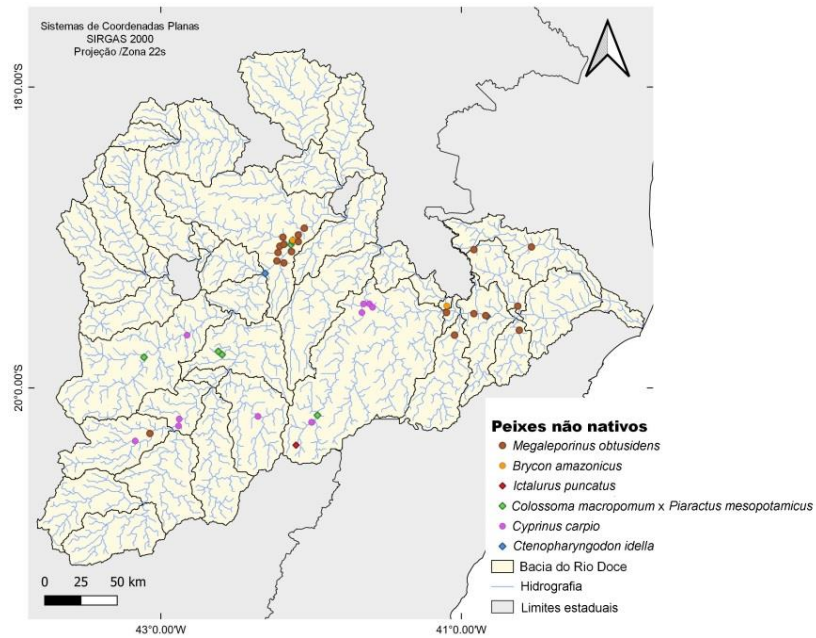


Figura 8. Mapa dos registros de 15 espécies de peixes não nativos relacionados à aquicultura nas 41 sub-bacias do Rio Doce. (Parte 1)

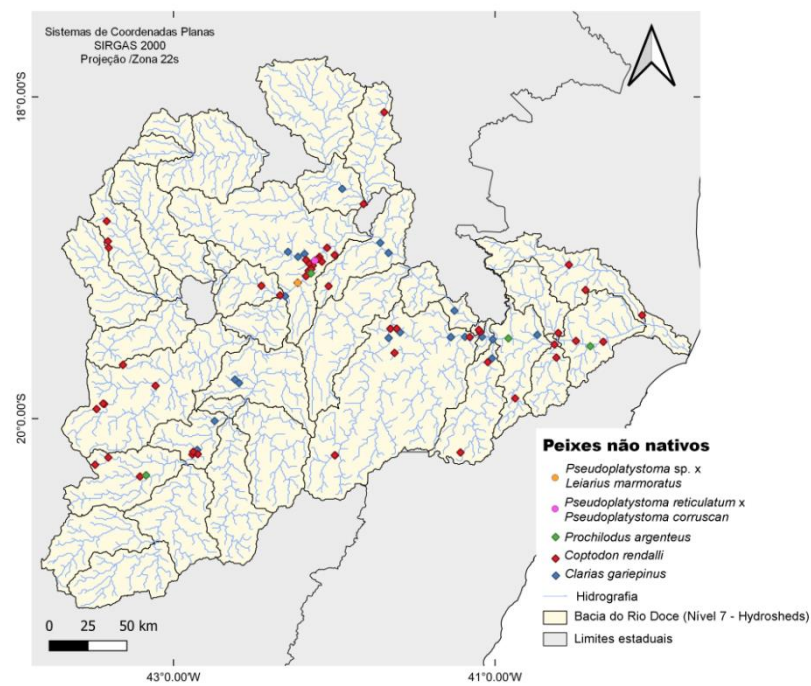


Figura 9. Mapa dos registros de 15 espécies de peixes não nativos relacionados à aquicultura nas 41 sub-bacias do Rio Doce. (Parte 2)

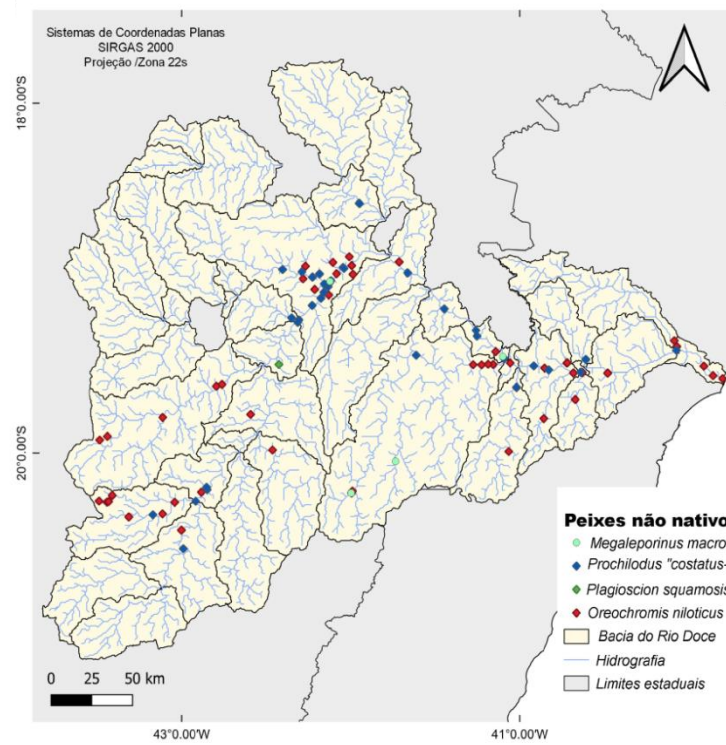


Figura 10. Mapa dos registros de 15 espécies de peixes não nativos relacionados à aquicultura nas 41 sub-bacias do Rio Doce. (Parte 3)

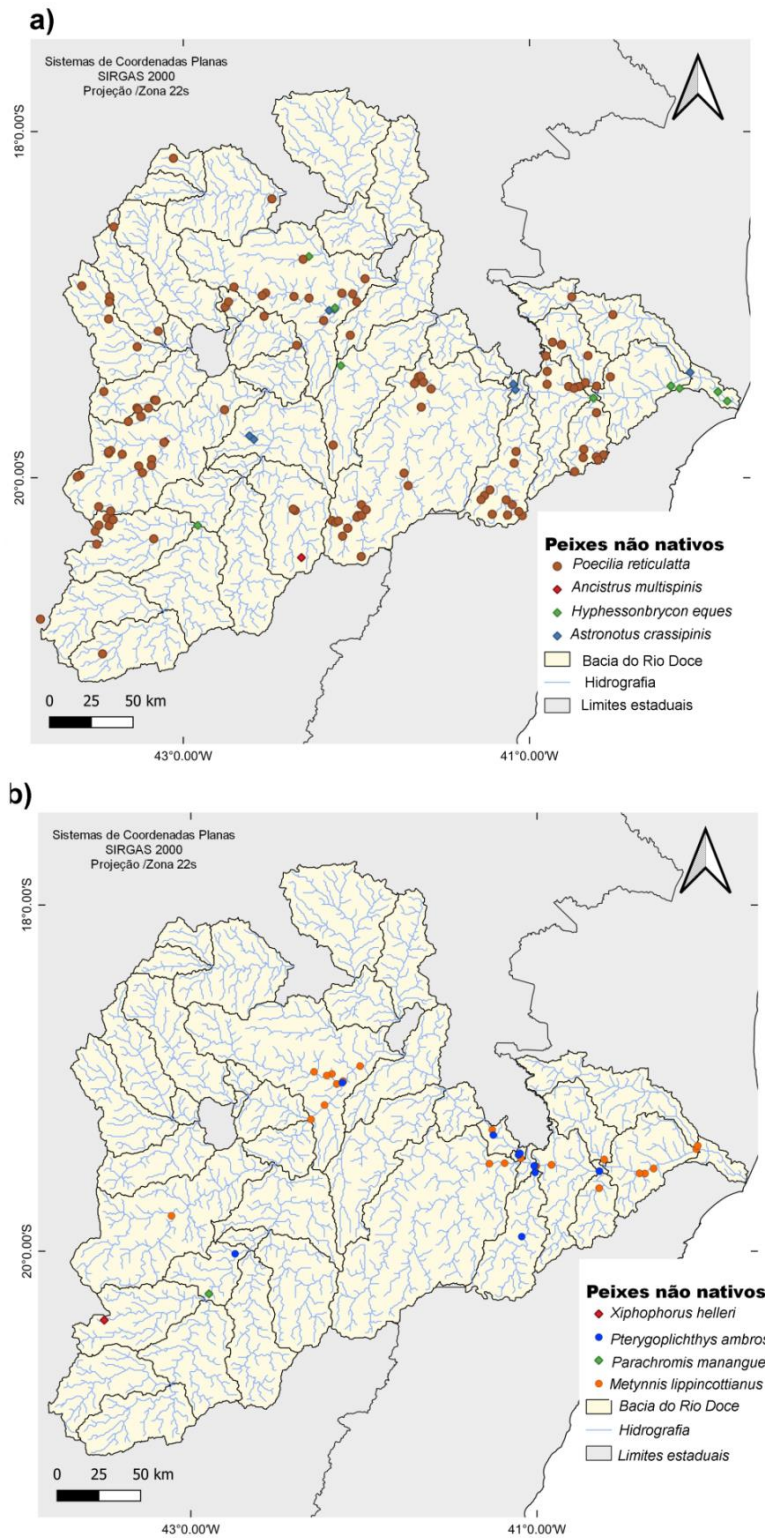


Figura 11. Mapa dos registros de peixes não nativos relacionados ao aquarismo nas 41 sub-bacias do Rio Doce.

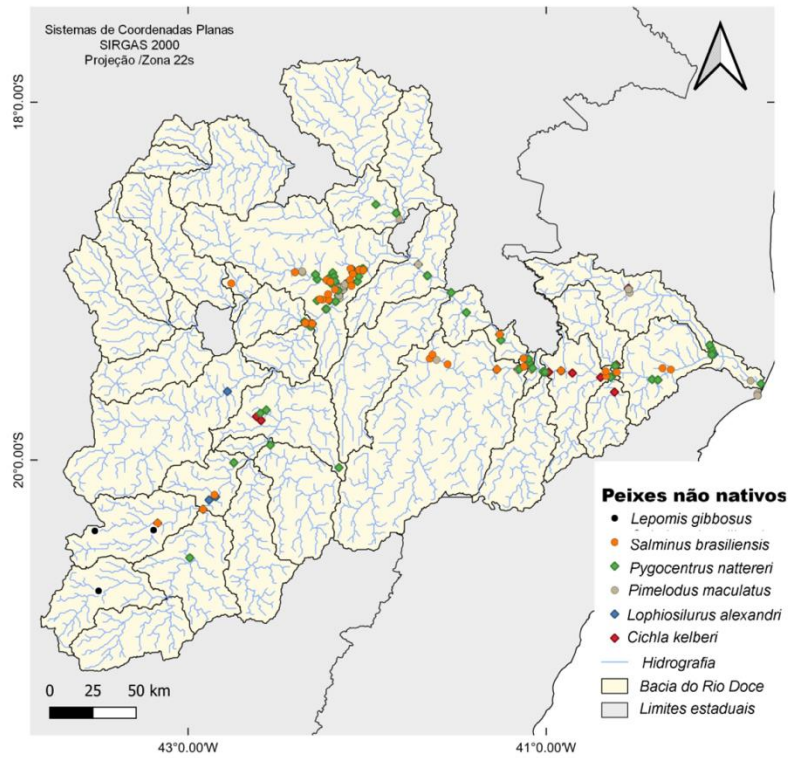


Figura 12. Mapa dos registros de peixes não nativos relacionados à pesca-esportiva nas 41 sub-bacias do Rio Doce.

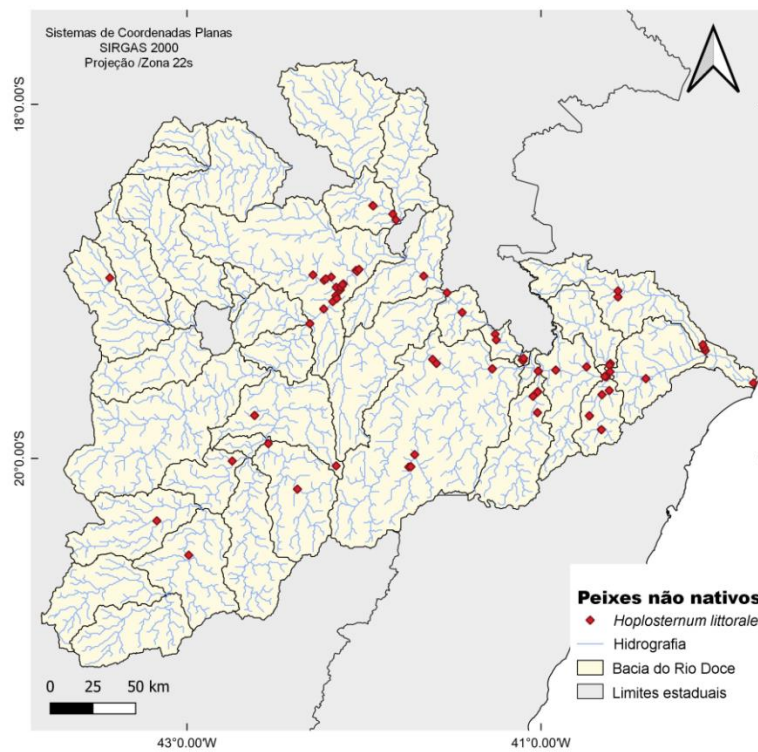


Figura 13. Mapa dos registros do *Hoplosternum littorale*, relacionada ao vetor isca viva.

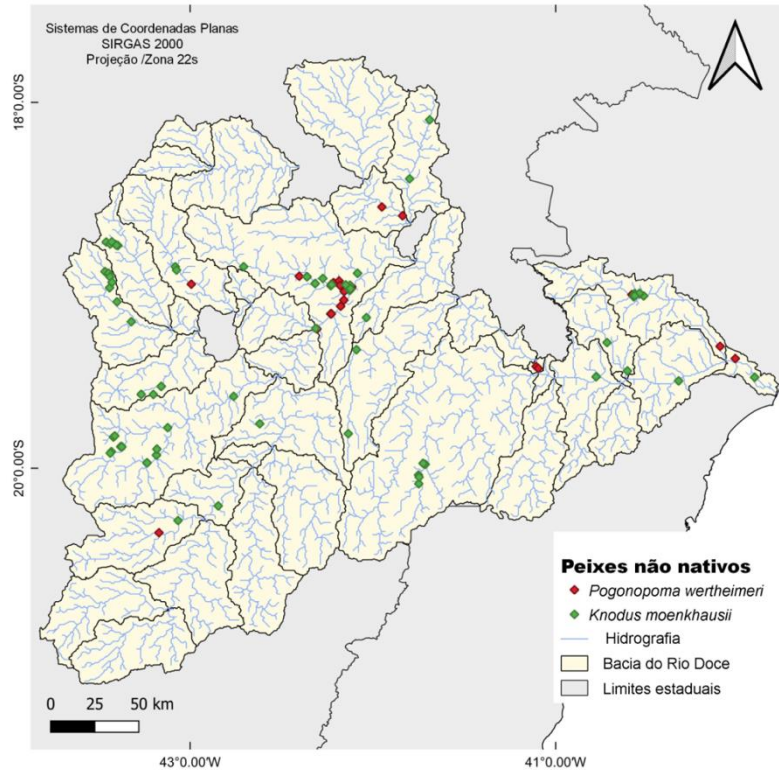


Figura 14. Mapa dos registros de peixes não-nativos no qual é desconhecida a causa da introdução nas 41 sub-bacias do Rio Doce.

3.3 Relações da ictiofauna não nativa com as alterações da paisagem

Para as proporções de UOS, as sub-bacias de maiores valores em cada classe foram: 15 (trecho do baixo Rio Doce) com 25% de área urbana e maior densidade de rodovias (0,04 km/área da sub-bacia); 39 (trechos do médio Rio Doce) com 83% de agropecuária; 80 (Rio Piracicaba) com 1,3% de mineração; e 31 (baixo Rio doce) com maior densidade de hidrelétricas (0,015 unidades/área da sub-bacia). Para as variações de uso do solo entre os anos de 1985 e 2020, proporcionalmente, a sub-bacia 33 (baixo Rio Doce) foi a que mais perdeu área natural, com 13,7% convertidos em área de agropecuária. A sub-bacia 80 (Rio Piracicaba) também teve o maior aumento na variação da proporção de área urbana, com 12,4%, e a 50 (Rio Corrente-Grande e Suaçuí-Pequeno) com 0,9% de área de mineração.

A riqueza total de peixes não nativos variou em função do aumento da proporção de área ocupada pela agropecuária ($F_{(1,34)}=2,58$, $p=0,009$, $r^2=0.1946$; Figura 15). Por outro lado, não foram observadas relações significativas com as demais categorias de UOS e densidade de hidrelétricas e rodovias (Figura 16).

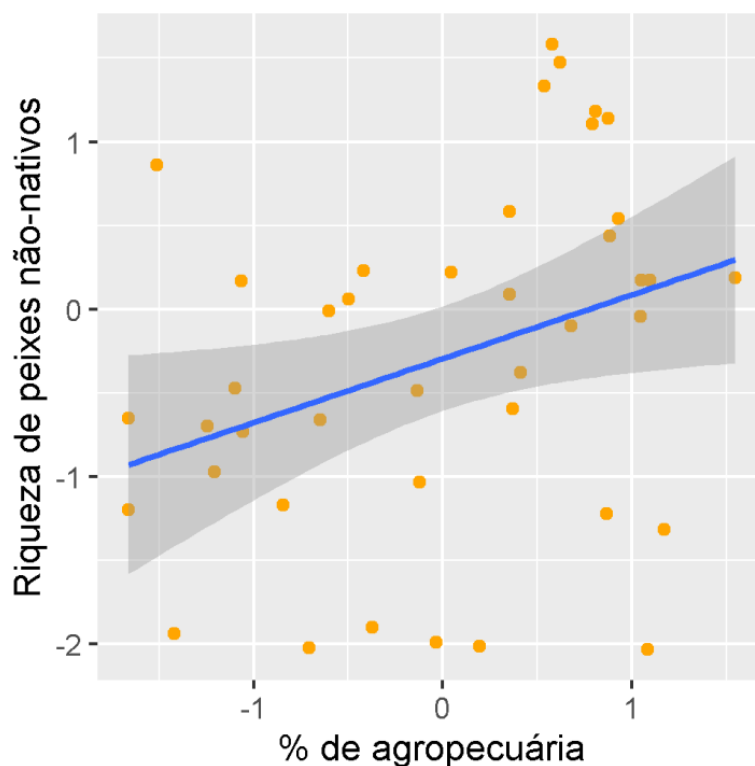


Figura 15. Regressão parcial do efeito padronizado da porcentagem de agropecuária e a riqueza total de espécies de peixes não nativos entre as 41 sub-bacias na bacia do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis preditoras do modelo

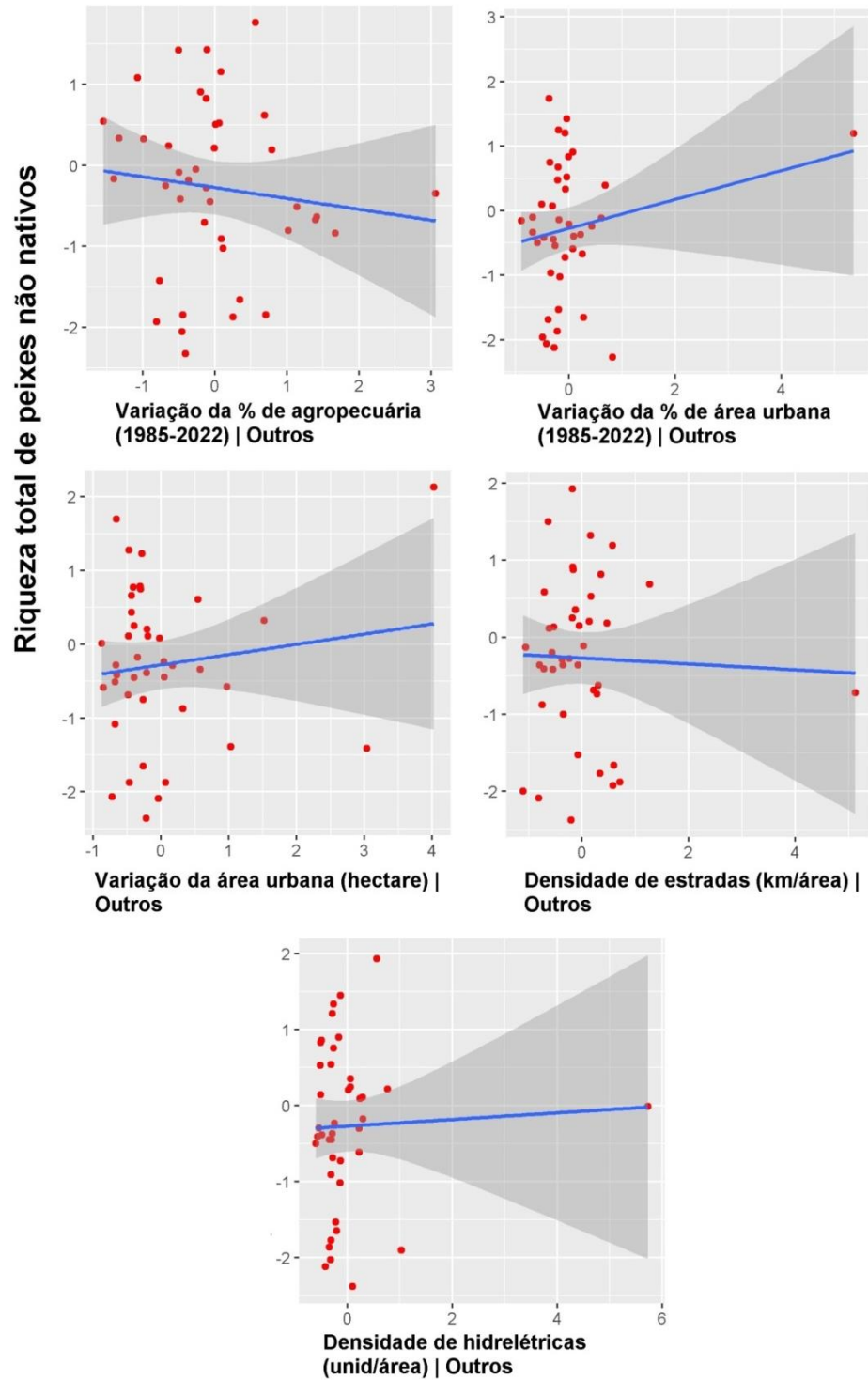


Figura 16. Regressão parcial do efeito padronizado da variação da proporção de agropecuária, variação da proporção de área urbana, variação da área urbana em hectare, densidade de rodovias e densidade de hidrelétricas sobre a riqueza total de peixes não nativos das 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis predictoras do modelo. (Valores da estatística na Tabela 4).

Tabela 3. Resultados dos modelos de regressão múltipla entre variáveis relacionadas a alterações da paisagem e peixes não nativos da bacia do Rio Doce. As relações significativas ($p < 0,05$) estimadas a partir dos testes de razão de verossimilhança estão em negrito. Estimativas (E), intervalo de confiança de 95% e valores de p dos modelos de regressão múltipla para as variáveis resposta estimadas usando a riqueza total (riquezaNN), e pontos de ocorrências de peixes não nativos (ocorrências), além da riqueza de peixes de acordo com o principal vetor de introdução: pesca esportiva, aquicultura, aquarismo, isca viva e desconhecido.

Variáveis (X,Y)	aquicultura		aquarismo		iscaviva		desconhecido		pesca esportiva		riquezaNN		ocorrências	
	E	p	E	p	E	p	E	p	E	p	E	p	E	p
Intercepto	0,31 (- 0,20 – 0,60)	0,31	-0,17 (-0,54 – 0,14)	0,31	-1,10 (-2,41 – -0,45)	> 0,01	0,88 (1,47 – 0,42)	> 0,01	-0,26 (-0,69 – 0,10)	0,19	1,37 (1,09 – 1,65)	> 0,01	2,83 (2,48 – 3,25)	> 0,01
agro pecuaria	0,62 (0,15 – 1,13)	> 0,01	0,16 (-0,18 – 0,53)	0,37	0,63 (0,07 – 1,28)	0,03	-0,18 (-0,66 – 0,29)	0,44	0,67 (0,24 – 1,16)	> 0,01	0,40 (0,09 – 0,72)	> 0,01	0,40 (-0,04 – 0,83)	0,06
variacao p agro	-0,17 (-0,64 – 0,27)	0,43	-0,28 (-0,74 – 0,11)	0,18	-0,11 (-0,63 – 0,33)	0,71	-0,06 (-0,68 – 0,47)	0,81	-0,2 (-0,64 – 0,19)	0,34	-0,16 (-0,49 – 0,15)	0,29	-0,15 (-0,08 – 0,78)	0,48
variacao p urbana	0,29 (-0,02 – 0,69)	0,09	0,08 (-0,23 – 0,31)	0,55	-1,53 (-7,65 – 0,24)	0,52	-0,06 (-0,44 – 0,38)	0,74	0,09 (-0,44 – 0,44)	0,63	0,15 (-0,09 – 0,46)	0,27	0,23 (0,08 – 0,74)	0,27
variacao urbana	0,09 (-0,21 – 0,43)	0,60	0,19 (-0,11 – 0,46)	0,16	0,23 (-0,22 – 0,72)	0,46	0,23 (-0,19 – 0,59)	0,22	0,20 (-0,09 – 0,47)	0,15	0,14 (-0,07 – 0,40)	0,28	0,36 (0,03 – 0,66)	0,07
rodovia	-0,21 (-0,93 – 0,33)	0,41	-0,17 (-0,75 – 0,18)	0,45	0,13 (-0,28 – 0,43)	0,47	-0,20 (-1,08 – 0,29)	0,55	0,11 (-0,23 – 0,39)	0,44	-0,04 (-0,37 – 0,31)	0,75	-0,15 (-0,51 – 0,38)	0,46
hidre letrica	0,08 (-0,23 – 0,52)	0,59	0,005 (-0,42 – 0,26)	0,97	0,009 (-0,43 – 0,27)	0,90	-0,27 (-1,78 – 0,31)	0,59	-0,11 (-0,6 – 0,17)	0,52	0,01 (-0,23 – 0,33)	0,91	0,08 (-0,26 – 0,80)	0,68

Obtivemos o índice de Moran (Tabela 5) para identificar se houve quebra de pressuposto em relação à aleatoriedade das variáveis respostas, e encontramos que apenas o modelo com a variável isca-viva apresentou autocorrelação espacial, portanto, incluímos os valores dos 18 MEM'S (autovetores de Moran) significativos (Material suplementar 2) na regressão, para incluir as relações espaciais entre as sub-bacias. Ademais, depois da autocorrelação corrigida, o modelo não foi mais significativo.

Ao considerar os diferentes vetores de introdução, a riqueza de espécies relacionada à pesca esportiva ($F_{(1,34)}=2,92$, $p=0,003$, $r^2=0.2647$), aquicultura ($F_{(1,34)}=2,65$, $p=0,007$, $r^2=0.2266$) e isca viva ($F_{(1,34)}=2,07$, $p=0,03$, $r^2=0.2321$) nas 41 sub-bacias foi positivamente associada à proporção de área ocupada pela agropecuária (Figura 17). Não foram detectadas relações entre riqueza de espécies de peixes não nativos com diferentes vetores de introdução e as demais categorias de cobertura e uso do solo (Figuras 18, 19, 20).

Tabela 4. Índices Global de Moran dos modelos de cada variável resposta e a significância do índice. Aquela variável com $p>0,05$ foi considerada com autocorrelação espacial. *modelos com a variável preditora calha/afluente. Em negrito, a variável que apresentou autocorrelação espacial.

Modelo	Variável resposta	Índice de Moran	Esperado	Variância	Desvio Padrão	Valor de p
Tx2	Pescaesportiva*	0.0159	-0.0316	0.0297	0.2758	0.3913
Tx3	Isca viva*	0.2433	-0.031	0.0297	1.5932	0.0555
T1	riquezaNN	0.0858	-0.0333	0.033	0.6557	0.256
T3	pescaesportiva	0.0870	-0.0697	0.0298	0.9077	0.182
T4	aquicultura	-0.0054	-0.0751	0.0285	0.4330	0.33
T6	isca viva	0.0092	-0.1421	0.0059	1.9639	0.02

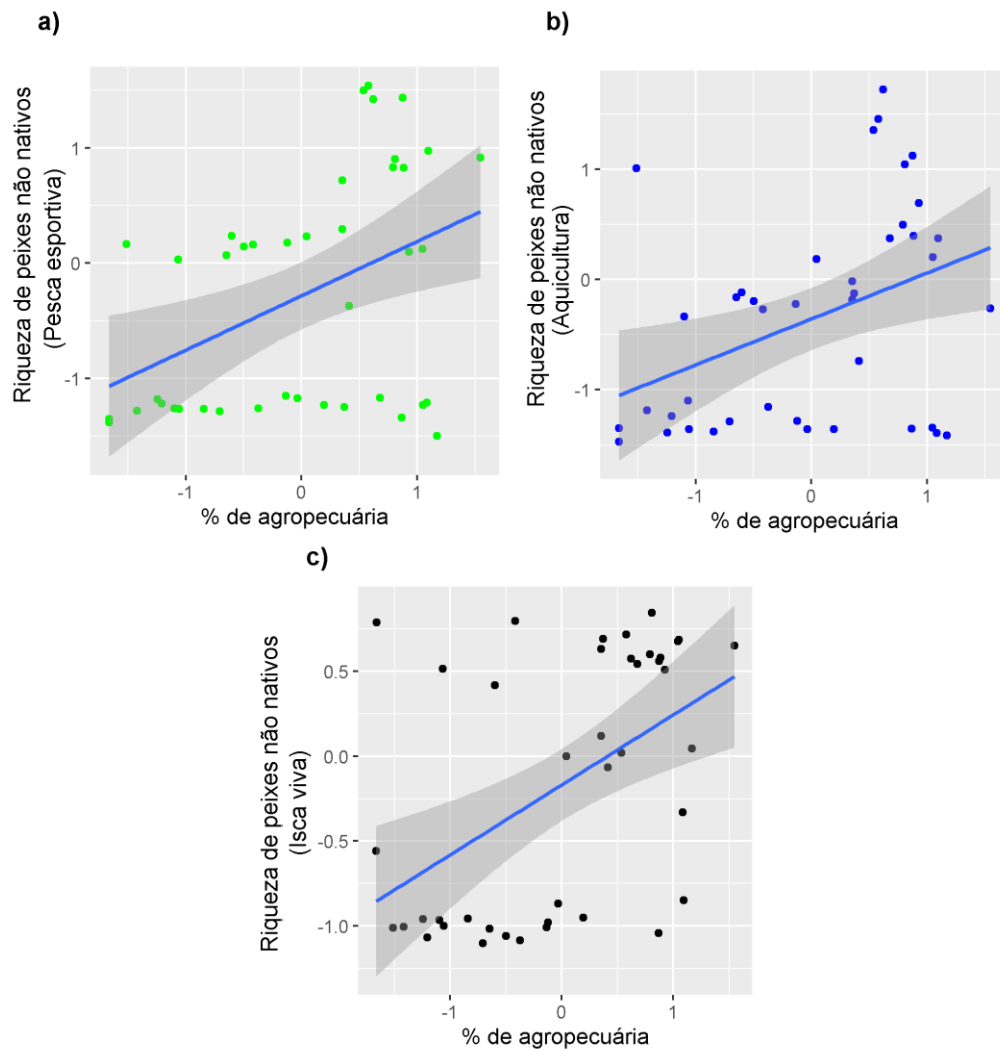


Figura 17. Regressão parcial do efeito padronizado da % de agropecuária e número de espécies de peixes não nativos introduzidos para pesca esportiva (a), aquicultura (b), e isca-viva (c) entre as 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis predictoras do modelo.

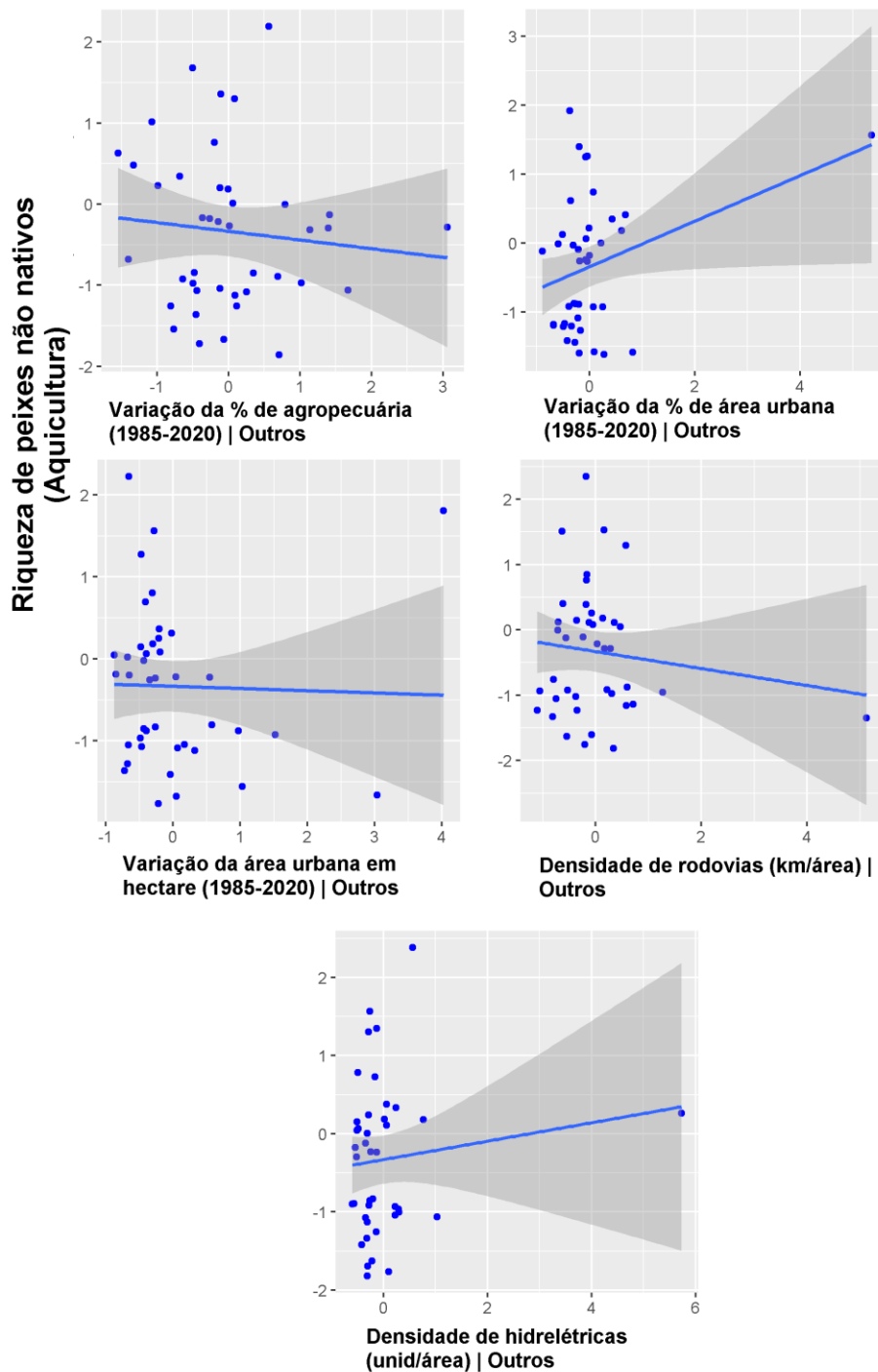


Figura 18. Regressão parcial do efeito padronizado da variação da proporção de agropecuária, variação da proporção de área urbana, variação da área urbana em hectare, densidade de rodovias e densidade de hidrelétricas sobre o número de espécies de peixes não nativos introduzidos para aqüicultura das 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis preditoras do modelo. (Valores de estatística na Tabela 4).

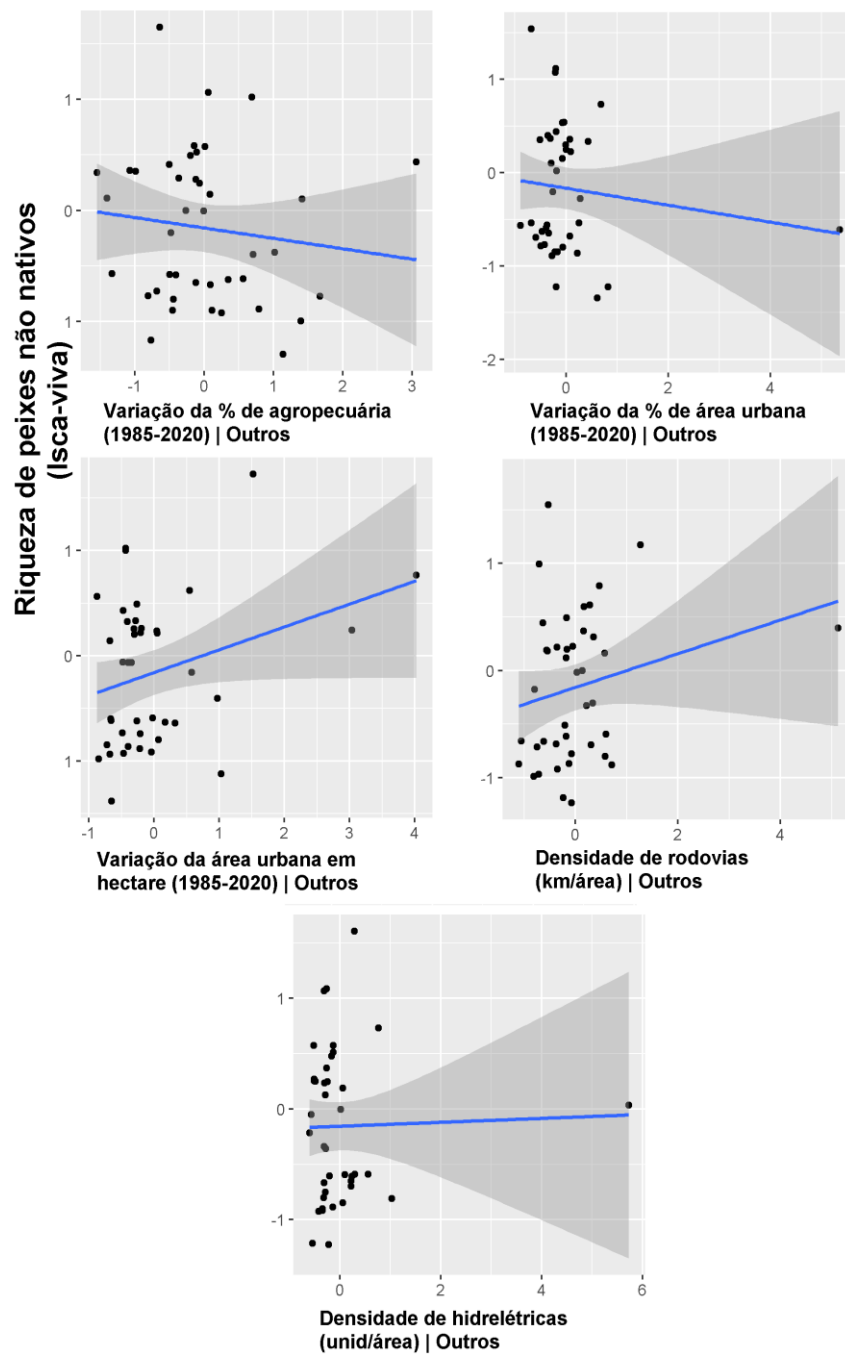


Figura 19. Regressão parcial do efeito padronizado da variação da proporção de agropecuária, variação da proporção de área urbana, variação da área urbana em hectare, densidade de rodovias e densidade de hidrelétricas sobre o número de espécies de peixes não nativos introduzidos por isca-viva, das 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis predictoras do modelo. (Valores de estatística na Tabela 4).

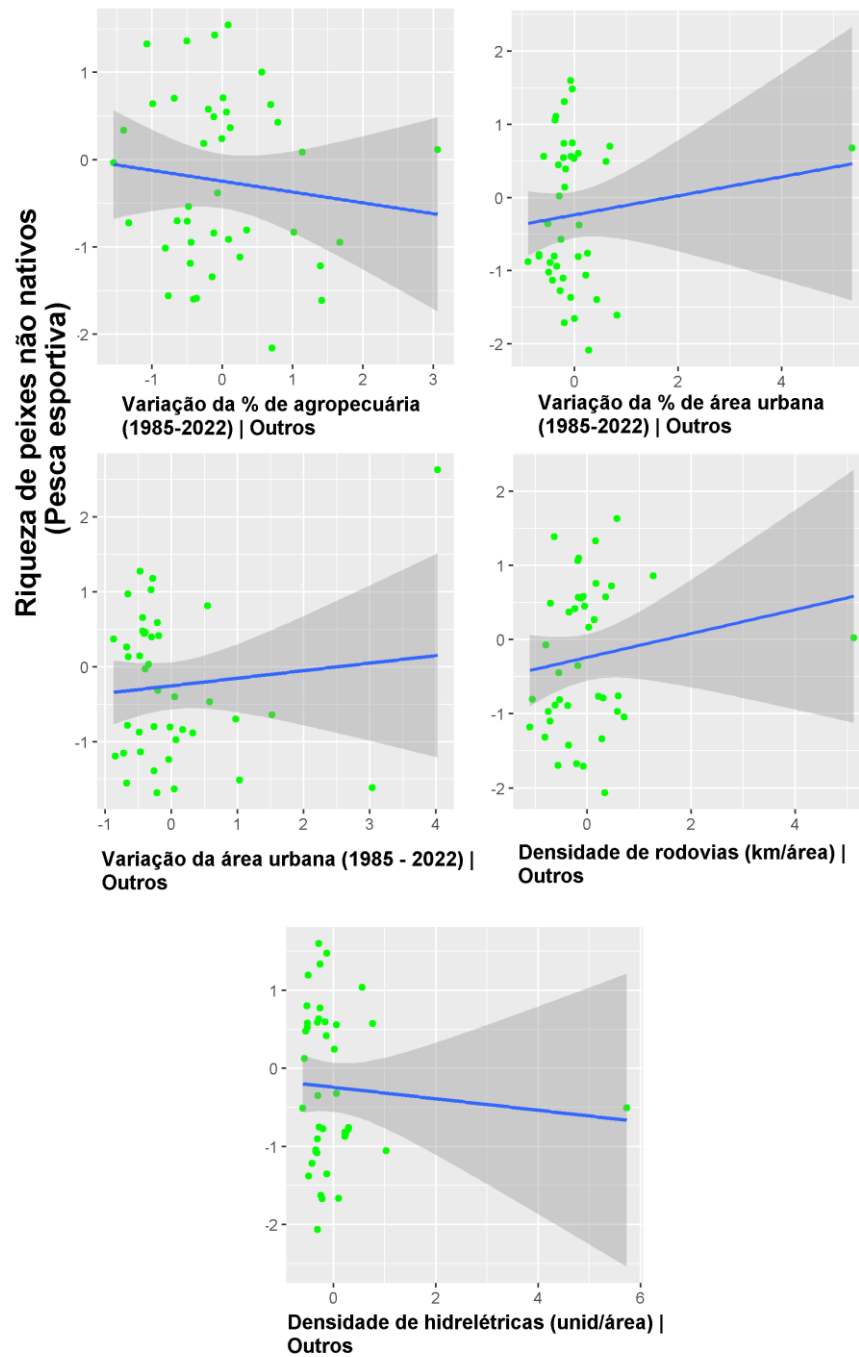


Figura 20. Regressão parcial do efeito padronizado da variação da proporção de agropecuária, variação da proporção de área urbana, variação da área urbana em hectare, densidade de rodovias e densidade de hidrelétricas sobre o número de espécies de peixes não nativos introduzidos para pesca esportiva, das 41 sub-bacias do Rio Doce. Os efeitos parciais (resíduos) são calculados após excluir os efeitos de todas as outras variáveis predictoras do modelo. (Valores de estatística na Tabela 4).

3.4 Diferenças entre calha principal e tributários do Rio Doce

Observou-se maior número de espécies de peixes não nativos relacionadas à pesca esportiva ($F_{(1,39)} = 10,25$, $p = 0.002$, $r^2 = 0.2065$) e à isca viva ($F_{(1,39)} = 7,16$, $P = 0.01$, $r^2 = 0.1553$) na calha do Rio Doce em relação aos afluentes (Figura 21). As demais variáveis (ocorrências, riquezaNN, aquicultura, aquarismo, e desconhecido) não foram diferentes entre as duas condições (Figura 22). A proporção de agropecuária também foi maior na calha do Rio Doce que em seus afluentes ($F_{(1,39)}: 4,70$, $p = 0.03$, $r^2 = 0,10$; Figura 21), enquanto as demais variáveis de paisagem (vpagro, vurbana, urbana, rodovia, hidro) não tiveram diferenças significativas entre as duas condições (Figura 23).

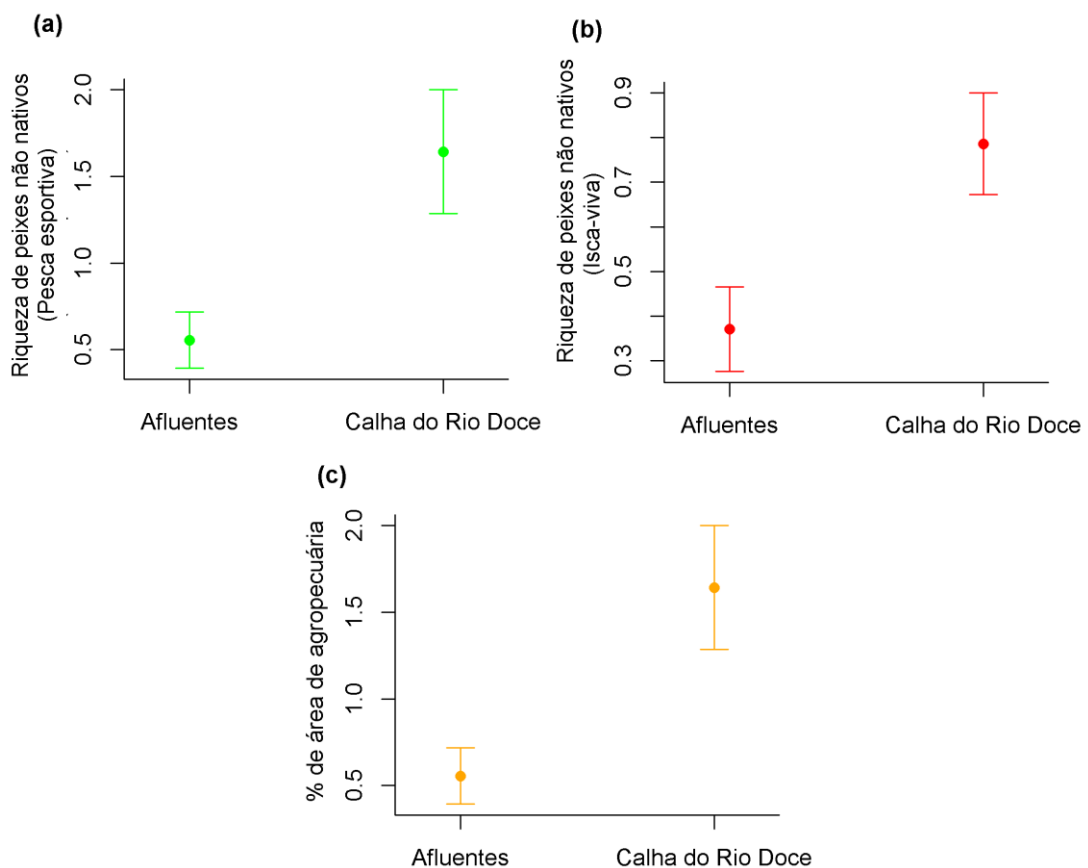


Figura 21. Diferenças significativas entre as 41 sub-bacias do Rio Doce, categorizadas em calha e afluentes do Rio Doce, considerando: a) riqueza de espécies de peixes introduzidos por pesca esportiva; b) riqueza de espécies de peixes relacionadas à isca-viva; e c) proporção de área de ocupada pela agropecuária.

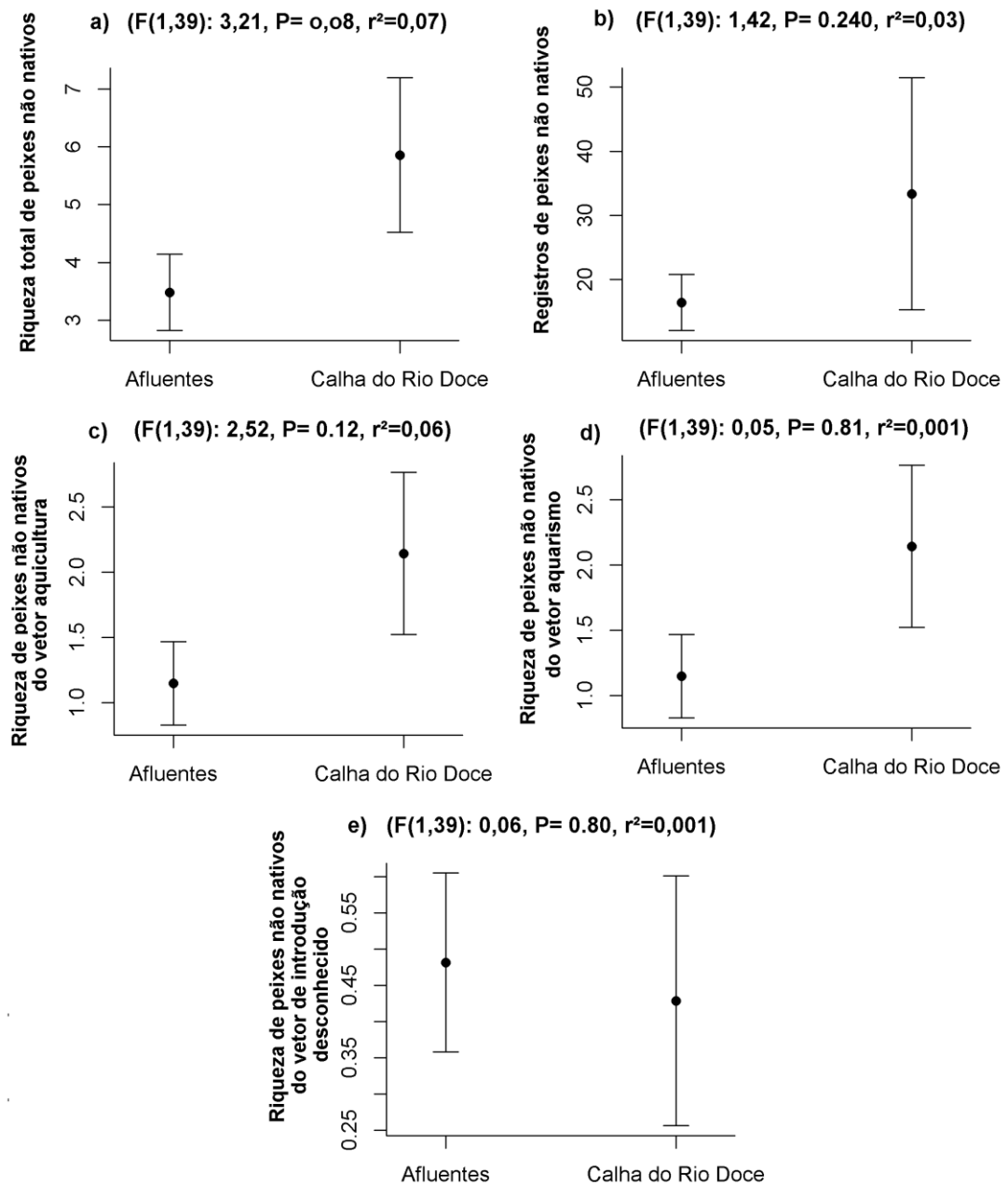


Figura 22. Diferenças não significativas entre as 41 sub-bacias do Rio Doce, categorizadas em calha e afluentes do Rio Doce, considerando: a) riqueza total de espécies de peixes não nativos; b) número de registros de peixes não nativos; e c) riqueza de espécies de peixes introduzidos por aquicultura; d) riqueza de espécies de peixes introduzidos por aquarismo e) riqueza de espécies de peixes introduzidos por vetor de introdução desconhecido.

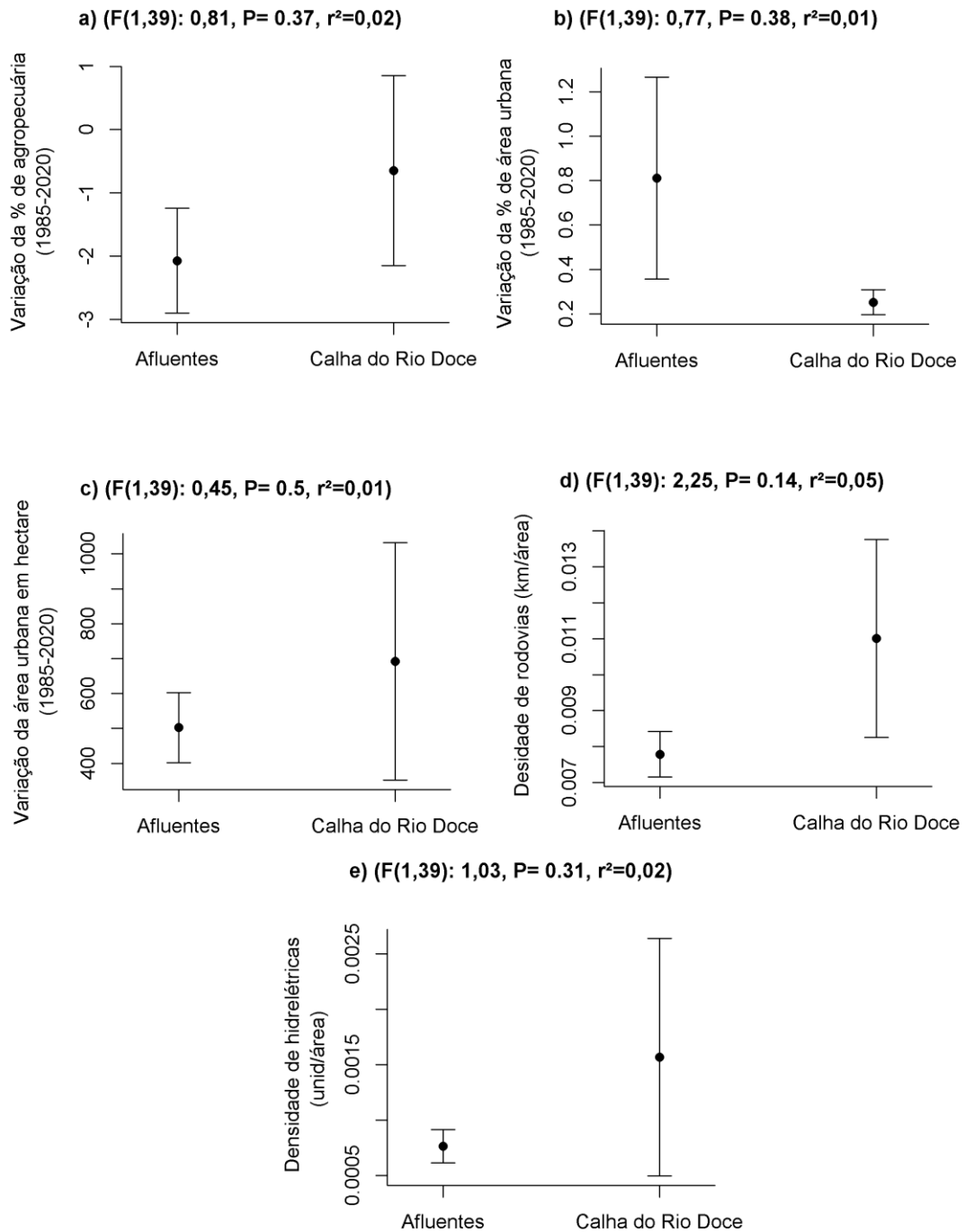


Figura 23. Diferenças não significativas das demais variáveis preditoras entre as 41 sub-bacias do Rio Doce, categorizadas em calha e a afluentes do Rio Doce, a) variação da % de agropecuária, b) variação da % de área urbana, c) variação da área urbana em hectare, d) densidade de rodovias e estradas (km/área), e) densidade de hidrelétricas (unid/área).

4 DISCUSSÃO

Buscamos com este estudo investigar se os múltiplos fatores antrópicos associados às alterações da paisagem na bacia do Rio Doce facilitam o estabelecimento de espécies de peixes não nativos. Os nossos resultados revelaram uma tendência de aumento da riqueza total de peixes não nativos com aumento da proporção de área de agropecuária na região. Isto é, as sub-bacias mais degradadas pela agropecuária foram as que mais sustentaram diferentes tipos de espécies não nativas, indicando que esses ambientes estão mais propensos a seus estabelecimentos. Além disso, ao considerar separadamente os conjuntos de peixes não nativos por diferentes vetores de introdução, notamos uma relação positiva entre a proporção de agropecuária e o número de espécies introduzidas para a pesca esportiva, a aquicultura e o uso como isca-viva. Tais achados representam os vetores mais importantes para os padrões encontrados na bacia, indicando um possível favorecimento de espécies ligadas a estes fins.

A bacia do Rio Doce é historicamente marcada pela alteração de suas paisagens por múltiplas formas de uso do solo. O histórico de ocupação do território e as alterações antrópicas são marcadas pelo desmatamento (Britto *et al.*, 1997), inicialmente, para a retirada de madeira para produção de carvão vegetal para as siderúrgicas em meados dos anos 40, importante atividade econômica da região (Coelho, 2009). Posteriormente, essas áreas deram lugar à agricultura e pecuária (Espindola e Wendling, 2008). Atualmente, a bacia possui em torno de 76 % da sua extensão territorial ocupada por essas atividades (MAPBIOMAS, 2020). Devido à eliminação direta da cobertura vegetal nativa, essa transição gerou uma drástica perda de biodiversidade, além do esgotamento dos solos e aumento dos processos erosivos. As queimadas frequentes, altamente relacionadas às práticas agropastoris, permitiram a colonização de gramíneas, principalmente não nativas, que aceleram ainda mais tais efeitos (Britto *et al.*, 1997).

A agropecuária é considerada um grande fator na alteração dos processos hidrológicos das bacias hidrográficas (Costa *et al.*, 2003, Wang *et al.*, 2006; Pelicice *et al.*, 2017; Pelicice *et al.*, 2021). Essas alterações em escala de paisagem afetam

localmente os habitats aquáticos, através da mudança no escoamento superficial e infiltração da água no solo (Simonovic e Li, 2004, Germer *et al.*, 2009, Scheffler *et al.*, 2011, Yan *et al.* 2013), levando a alterações no fluxo de nutrientes e sedimentos nos corpos d'água. Tais mudanças refletem nas taxas de produtividade primária, oxigênio dissolvido, temperatura e diminuição da entrada de recursos alóctones pela depauperação da mata ciliar (Ringler & Hall, 1975; Karr & Schlosser 1978; Lynch *et al.*, 1984; Holopainen & Huttunen 1992; Bilby & Bisson 1992; Hyatt & Naiman, 2001; Cassati *et al.*, 2009). Para as comunidades bióticas nativas, tais mudanças nas condições ambientais são responsáveis pelo declínio na biodiversidade e funções ecossistêmicas (Cooper, 1987; Paruelo *et al.*, 2001; Dala-Corte *et al.* 2016, Leitão *et al.* 2018; Brejão *et al.*, 2018), levando a um processo de homogeneização biótica (Petsch *et al.*, 2016; People *et al.*, 2020; Magalhães *et al.*, 2021).

O assoreamento, efeito direto da agropecuária, tem demonstrado reduzir a riqueza da ictiofauna nativa e induzir ganhos em espécies tolerantes (Harding *et al.*, 1998; Casatti *et al.*, 2012; Magalhaes & Jacobi, 2017). Espécies de peixes invasores são comumente bastante tolerantes à degradação ambiental e apresentam vantagens competitivas em relação aos nativos, reflexo, por exemplo, de nichos tróficos mais amplos, e atributos biológicos favoráveis (i.e., invasiveness. "invasividade"), como as altas taxas reprodutivas (Córdova-Tapia *et al.*, 2015). Com isso, a ictiofauna passa a ser dominada por um conjunto de espécies comuns e não nativas, que são favorecidas pelas novas condições (McKinney e Lockwood, 1999; Magalhães *et al.*, 2020; People *et al.*, 2020). Esse processo leva a simplificação das comunidades locais, pela redução do número de espécies, principalmente aquelas raras e sensíveis às novas condições, muitas vezes sendo substituídas por poucas espécies invasoras altamente tolerantes e generalistas, como por exemplo, a tilápia e o lebiste. Nessa perspectiva, o aumento da riqueza de peixes não nativos é facilitado por áreas degradadas, como aquelas de maior uso pela agropecuária na bacia do Rio Doce. Resultados similares foram encontrados por People *et al.* (2020), que atribuíram os padrões de homogeneização da ictiofauna à invasão de espécies

não nativas, e também constatou uma relação positiva da mudança da comunidade e a riqueza de peixes não nativos ao uso agrícola-urbano da terra e demanda de pesca recreativa.

Além disso, uma relação inversa entre a riqueza de peixes nativos e não nativos tem sido observada em muitos estudos (Friedley *et al.*, 2004; Guo & Olden, 2014), corroborando a hipótese de resistência biótica, que considera que regiões com menor riqueza de espécies nativas são mais vulneráveis ao estabelecimento de não nativas (Leprieur *et al.*, 2008, Henrikson *et al.*, 2016; Magalhães *et al.*, 2021). Apesar da ausência de informações históricas acuradas sobre a ictiofauna nativa do Rio Doce ser uma limitação deste estudo, tem sido consenso que ambientes mais degradados comumente levam a uma ictiofauna nativa depauperada (Leitão *et al.*, 2018; Wilkinson *et al.*, 2018; People *et al.*, 2020). Estando as populações nativas em declínio, elas são menos capazes de resistir à presença das não nativas, possibilitando o seu estabelecimento (Kennedy *et al.*, 2001).

Nossos resultados evidenciaram que dentre a riqueza total de peixes não nativos, aqueles associados aos vetores de aquicultura, pesca esportiva e isca viva foram os mais significativos, revelando que tais espécies relacionadas a estes fins estão sendo favorecidas pelo aumento de proporção da agropecuária na bacia do Rio Doce. A aquicultura é considerada o vetor de introdução de peixes não nativos mais proeminente no Brasil e no mundo (Ortega *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2018). Marchetti *et al.* (2004) encontraram que características biológicas como alta tolerância fisiológica, tamanho médio e pressão de propágulo, comumente encontradas em espécies típicas das produções aquícolas, são importantes para prever o estabelecimento de peixes não nativos. Além disso, essas espécies tendem a ser de níveis tróficos relativamente baixos, como a *Cyprinus carpio* e *Oreochromis niloticus* (Britton & Orsi, 2012). Isso pode explicar o porquê da persistência dessas espécies em locais degradados pela agropecuária. Três espécies híbridas relacionadas à aquicultura foram registradas na bacia do Rio Doce, os bagres *Pseudoplatystoma reticulatum* x *Pseudoplatystoma corruscans* (provenientes do cruzamento entre a cachara e o pintado), *Pseudoplatystoma* sp. x *Leiurus*

marmoratus (jundiara) e *Colossoma macropomum* x *Piaractus mesopotamicus* (tambacu). A produção de híbridos para a aquicultura tem sido praticada de forma intensa no Brasil, devido à melhora de aptidão e taxas de sobrevivência dessas espécies em cativeiro (Arantes *et al.*, 2017), levando a impactos genéticos e ecológicos sobre a ictiofauna nativa (Alves *et al.*, 2014; Baggio *et al.*, 2016).

A prática da aquicultura utiliza em sua grande maioria peixes não nativos, sendo comum a instalação de tanques redes em águas públicas, principalmente em reservatórios (Roubach *et al.*, 2015; Bueno *et al.*, 2015). Os escapes por tanques rede são formas comuns de introdução dessas espécies, elevando a pressão de propágulo e, com isso, a probabilidade de estabelecimento de peixes não nativos (Forneck *et al.*, 2020). Para este estudo, a aquicultura representou o vetor com maior número de peixes não nativos, refletindo os efeitos dessa atividade. As tilápias (*Coptodon rendali* e *Oreochromis niloticus*) foram espécies relacionadas à aquicultura mais amplamente distribuídas ao longo das sub-bacias. Tal resultado é esperado, pois são as espécies aquícolas de maior importância na região (IBGE, 2020), abrangendo mais de 70% do lucro total da aquicultura da bacia do Rio Doce (Viana, 2020).

A riqueza de espécies de peixes introduzidas para a pesca esportiva também foi positivamente relacionada à proporção de agropecuária. A pesca esportiva é uma atividade cultural comum na região (Viana, 2020), com os peixes relacionados a esta atividade tendo sido introduzidos intencionalmente muitas vezes (Lima *et al.*, 2010). Espécies como o tucunaré amarelo *Cichla kelberi* e o dourado *Salminus brasiliensis* são, na grande maioria, predadoras, com corpos robustos e de grande porte, além de frequentemente apresentarem comportamentos agonísticos (Espínola *et al.*, 2010; Donaldson *et al.*, 2011). Tais características podem ser um fator importante para explicar a resiliência dessas espécies em ambientes alterados. Seis espécies relacionadas à pesca esportiva foram encontradas na bacia do Rio Doce. Com exceção de *Lepomis gibbosus*, que apresentou distribuição restrita para as cabeceiras do Rio Doce, a grande maioria delas apresentou um alto número de registro e uma distribuição relativamente ampla por toda a bacia, indicando que são

espécies com potencial de dispersão e adaptação a esses ambientes. Pesque e pagues estão se tornando cada vez mais comuns no Brasil. Esses empreendimentos comerciais são caracterizados pelo uso de tanques, lagos artificiais e viveiros de criação de peixes, construídos com a finalidade de atrair o turismo para a pesca. Tais atividades também estão muito relacionadas à presença de peixes não nativos (Fernandes *et al.*, 2003). A água utilizada para manter os reservatórios artificiais é captada dos cursos d'água próximos (Fernandes *et al.*, 2021), possibilitando que em eventos de inundação, possa correr escapes, aumentando a pressão de propágulo dessas regiões. Além disso, espécimes vivos, adultos e alevinos, estão disponíveis para venda nesses espaços, podendo facilitar os episódios de introduções intencionais nos corpos d'água adjacentes.

Por fim, quando consideramos a introdução para utilização como isca viva, destacamos apenas um representante, o tamboatá (*Hoplosternum littorale*), sendo a espécie com maior amplitude de distribuição e o terceiro com maior número de registros (Material suplementar 3). Apesar de estar correlacionada com a proporção de agropecuária, esta variável apresentou autocorrelação espacial, o que significa que sub-bacias próximas uma das outras não seriam unidades amostrais independentes. Após a inclusão dos MEM's no modelo, que considera a estrutura espacial entre as sub-bacias analisadas, por meio da distância fluvial, a variável não teve mais significância. Portanto, se *H. littorale* esteve presente em uma sub-bacia, é esperado que nas sub-bacias subsequentes e próximas ele também esteja presente. Provavelmente sua distribuição possa ser melhor explicada pela dispersão, do que eventos distintos de introdução pelo uso dessa espécie como isca viva. Dentre os atributos biológicos (i.e., 'invasiveness') de *H. littorale* que potencialmente favorecem sua capacidade de invasão, destacam-se o cuidado parental e respiração aérea acessória, que o permite tolerar condições alteradas de qualidade da água, como hipóxia e acidez (Brauner *et al.*, 1995; Hostache & Mol, 1998).

Ao compararmos os padrões de proporção de agropecuária entre tributários e calha do Rio Doce, encontramos que esta alteração da paisagem é mais representativa ao longo da calha. O histórico de ocupação humana na bacia do Rio

Doce iniciou-se pela sua calha principal (Espindola & Wendling, 2008), onde se localizam as maiores cidades, e maior adensamento populacional (Coelho, 2009). Além disso, são as áreas mais propícias ao cultivo agrícola e à pecuária, devido ao relevo mais plano, predominante em altitudes menores (Sposito, 2021). A calha do Rio Doce vem sofrendo enormes alterações, não só advindas da agropecuária, como também dos efeitos diretos do desastre do rompimento da Barragem de rejeitos de Fundão. Os rejeitos foram despejados diretamente no trecho alto da bacia, nos rios Gualaxo do Norte e Carmo, posteriormente seguindo por toda a calha do Rio Doce, que foi afetada até sua foz. Tal incidente levou ao assoreamento, aumento de turbidez e danos à vegetação ribeirinha do canal, como também um aumento nas abundâncias de peixes não nativos (Salvador *et al.*, 2020). Portanto, sugere-se que impactos atuais e antigos da calha estão prejudicando a biota aquática nativa.

Peixes introduzidos para pesca esportiva e isca viva foram mais representativos na calha do que nos tributários, sendo coerente com os resultados mencionados anteriormente sobre a relação com a proporção de agropecuária na paisagem. Principalmente em épocas de cheias, é esperado que a vazante dos afluentes em direção à calha facilite o deslocamento de alguns peixes introduzidos nos afluentes, podendo se estabelecer na calha. O Rio Doce, além ser um rio de maior vazão do que os afluentes, tem suportado uma série de distúrbios antropogênicos que podem estar diminuindo a complexidade da ictiofauna nativa sensível, dando lugar a essas espécies mais resistentes. Exemplo disso é mostrado no município de Aimoré, estudos realizados entre 1997 a 2003 mostraram 50 espécies de peixes, 14 das quais não nativas. No passado, a pesca comercial e esportiva era baseada em bagres e caracídeos nativos. Atualmente, espécie não nativas como *Lophiosilurus alexandri*, *Oreochromis niloticus* e *Prochilodus costatus* dominam a pesca na região do município. Praticamente poucas espécies nativas são atualmente de importância comercial na região (Alves *et al.*, 2007). Espécies ligadas à pesca-esportiva, assim como o *H. littorale* relacionado à isca viva, apresentam em

geral características de maior aptidão que os permitem viver na calha (Britton & Orsi, 2012).

Dentre as espécies de pequeno porte mais abundantes e amplamente distribuídas na bacia do Rio Doce estão a lebiste *Poecilia reticulata* e a piabinha *Knodus moenkhausii*. Essas espécies também estão amplamente distribuídas em corpos d'água do Alto Paraná, de acordo com Casatti et al. (2009) e Fagundes et al. (2005). Esse resultado pode ser explicado devido a aspectos reprodutivos e aos hábitos alimentares oportunistas dessas espécies, que potencialmente aumentam a sua resiliência frente a ambientes impactados por atividades humanas (Ceneviva-Bastos & Cassatti, 2007; Lawal et al., 2012; Ceneviva-Bastos et al., 2015; Magalhães & Jacobi, 2017). Através de uma avaliação refinada por meio de isótopos estáveis, recentemente Carvalho et al. (2019) demonstraram que *P. reticulata* consegue até mesmo utilizar o esgoto como fonte de carbono, refletindo sua forte tolerância à degradação ambiental. Casatti e colaboradores, 2009, também encontraram forte correlação da agropecuária e presença de peixes não nativos, especialmente lebiste *Poecilia reticulata* em riachos no oeste do estado de São Paulo.

O mandi-amarelo *Pimelodus maculatus* também foi uma das espécies com mais registros e amplitude de distribuição entre as sub-bacias. É considerada uma espécie migratória de hábito alimentar onívoro, com grande plasticidade alimentar (Agostinho et al., 2002; Ramos et al. 2011). Por fim, é importante destacar que a piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri* foi a segunda espécie mais amplamente distribuída. A piranha vermelha é um peixe piscívoro com comportamentos agonísticos, com alto potencial de causar danos à ictiofauna nativa. Estudos nos sistemas lacustres do médio Rio Doce já demonstraram diversos impactos associados à sua presença, como mudanças na estrutura trófica e morfofuncional, alterações potenciais nas funções ecossistêmicas, e extirpação local de espécies nativas (Pompeu et al., 2001; Pinto-Coelho et al., 2008; Fragoso-Moura et al 2016; Souza et al., 2021). A piranha-vermelha é geralmente abundante onde se estabelece e, apesar de não ser uma espécie migratória, dispersa a procura de recursos e

condições reprodutivas durante épocas de cheia (Sazima & Machado, 1990). Deste modo, espera-se que novos estudos busquem entender os efeitos da presença desse predador em outras regiões da bacia.

Ao avaliar os padrões espaciais dos peixes não nativos, encontramos que nem todos ocupavam muitas das sub-bacias. Cerca de 20 das 35 espécies encontradas ocupam de uma a oito sub-bacias das 41 totais. Resultados semelhantes foram encontrados por Gido & Brown (1999), que observaram que a maioria das espécies não nativas estava presente em poucas bacias de drenagem, enquanto apenas algumas espécies específicas ocupavam muitas. Uma hipótese para explicar tal resultado é que a baixa frequência de ocorrência ao longo da bacia pode estar refletindo um estágio inicial de invasão, devido ao tempo curto de introdução dessas espécies, e seus impactos a longo prazo podem estar sendo subestimados. Isso demonstra a importância de informações temporais sobre as introduções para obter respostas mais precisas. Por outro lado, o fato de poucas espécies estarem ocupando muitas sub-bacias pode estar relacionado a introduções mais antigas, além de características de vida que proporcione um maior potencial de invasão. Também é importante salientar que a dispersão pode estar sendo dificultada em algumas sub-bacias, devido a dificuldade de acesso dos peixes em maiores elevações (Datry *et al.*, 2016) (e.g., as sub-bacias 48, 68 e 69, respectivamente banhadas principalmente pelos Rios Cocais, Santo Antônio e Rio do Peixe), bem como pode estar menos acessível à presença humana, o principal responsável pelas introduções de peixes não nativos (Fragoso-Moura *et al.*, 2016). Portanto, análises que levem em conta o mapeamento espaço-temporal das introduções, assim como as peculiaridades das condições ambientais das sub-bacias, são importantes para compreender os padrões de distribuição dos peixes não nativos na bacia do Rio Doce.

Um fator que pode estar limitando a colonização de peixes não nativos ao longo de alguns tributários é a presença de reservatórios hidrelétricos. Tais construções impedem a movimentação de peixes ao longo da bacia (Liermann *et al.*, 2012), e ocupam preferencialmente as regiões com geomorfologia favorável à

geração de energia, em áreas de maior elevação e, portanto, maiores desníveis (Rodrigues & Batistela, 2013). A variável densidade de hidrelétrica não se mostrou significativa para explicar o aumento ou a diminuição da riqueza de espécies não nativas, apesar dos 72 reservatórios incluídos nas análises, amplamente distribuídos na bacia. Nossos resultados sugerem que a densidade da hidrelétrica não refletiu adequadamente a alteração hidrológica nas sub-bacias, resultado similar ao encontrado por People *et al.* (2020). A densidade de hidrelétricas foi calculada levando em consideração o número de unidades por área de sub-bacia, isso pode ter subestimado o efeito dessa variável, uma vez que sua influência pode estar em uma escala mais local, e não necessariamente relacionada à área da sub-bacia e sim com a densidade de drenagens presentes. A presença de reservatórios pode levar a diversas mudanças no habitat local que favorecem peixes não nativos (Agostinho *et al.* 2007 e 2008), enquanto que nas nossas análises os efeitos foram generalizados para uma escala ampla. De toda forma, os reservatórios podem estar servindo como fontes de propágulo ou trampolins ecológicos (i.e., 'stepping stones'), devido a campanhas de repopulação de recursos pesqueiros com espécies não-nativas (Agostinho *et al.*, 2007), aquicultura de tanques-rede, e pesqueiros de entusiastas da pesca-esportiva.

As variáveis de proporção de área urbana não foram significativas em explicar riqueza e ocorrência de peixes não nativos na bacia Rio Doce. Apesar disso, os efeitos positivos da urbanização sobre a invasão de peixes não nativos em bacias hidrográficas é um padrão comum encontrado em alguns estudos (Marchetti *et al.*, 2006). Os cursos d'água associados à urbanização apresentam condições fortemente alteradas e mudanças na disponibilidade de recursos, afetando a ictiofauna como um todo (Ortega *et al.* 2021). Isso pode estar relacionado a uma baixa diversidade da ictiofauna nativa, e a predominância de poucas espécies tolerantes (Marchetti *et al.*, 2006). Proporcionalmente, a área urbana total da bacia do Rio Doce representa valores muito pequenos em relação a outras classes de uso (agropecuária e área natural), podendo seu efeito explicativo ser mais proeminente na escala local. Da mesma forma, a densidade de estradas e rodovias expressa em

km/área da sub-bacia não foi uma variável significativa para explicar a riqueza de peixes não nativos. A malha rodoviária utilizada não contempla todas as vias de acesso da bacia, não demonstrando os efeitos potenciais da acessibilidade aos locais. Em uma escala menor, a proximidade das estradas aos pontos de registro de peixes não nativos pode refletir melhor essa relação, sendo uma variável potencialmente importante a ser considerada em estudos futuros.

Existe consenso que a presença de peixes não nativos é uma forte ameaça à biodiversidade nativa (Vitousek *et al.* 1997). Diversos trabalhos já documentaram a ocorrência de invasões biológicas na bacia do Rio Doce (Latini *et al.* 2004; Alves *et al.* 2007; Vieira, 2010; Fragoso-Moura *et al.* 2016; Sarmiento-Soares *et al.* 2017; Bueno *et al.* 2021). Muitos deles estão restritos a escalas locais, principalmente aos lagos associados ao Parque Estadual do Rio Doce, trecho médio da bacia. Bueno *et al.* (2021) compilaram dados de várias bacias hidrográficas e registrou 39 espécies não-nativas na bacia do Rio Doce. Nosso estudo identificou 35 espécies, incluindo um registro inédito da jundiara *Pseudoplatystoma* sp. x *Leiarus marmoratus*, provavelmente fruto de escape de tanques-redes de piscicultura em reservatórios próximos a Governador Valadares. A falta de estudos sobre peixes não nativos para outras regiões da bacia do Rio Doce e seus impactos pode estar minimizando a compreensão sobre essa problemática.

Como perspectivas futuras, esperamos que avaliações de riscos de impacto dos peixes não nativos sejam ferramentas dos comitês da bacia hidrográfica em conjunto com a sociedade para tomadas de decisão de manejo, mitigação de danos e controle em amplas escalas espaciais. Essas avaliações determinam as espécies de maior potencial de impacto baseado nas características de história de vida (Kumschick *et al.*, 2012; Blackburn *et al.*, 2014), e o histórico de invasão em outros locais (Ricciardi, 2003; Kulhanek *et al.*, 2011). A falta de mais informações sobre as fontes de introdução, por exemplo, é um fator limitante no nosso estudo e na maioria dos estudos de invasões biológicas, especialmente em ambientes aquáticos, onde o mapeamento dos vetores parece ser ainda mais complexo e difuso, indicando a necessidade de um melhor controle e sistematização por parte das instituições

fiscalizadoras, assim como pesquisas científicas neste aspecto. Por dependerem de dados secundários de diversas pesquisas diferentes, os atuais registros das ocorrências são muitas vezes incompletos e condicionados aos pontos de amostragem prévia, o que pode subestimar o alcance real e impactos dos peixes não nativos na bacia do Rio Doce em áreas com lacunas de amostragem.

Este estudo pretendeu compreender os principais elementos que definem o atual arranjo de peixes não nativos em escala de paisagem, incluindo alcance geográfico, número de ocorrências e riqueza, e sua relação com características regionais das sub-bacias. Compreender como se dispõe a heterogeneidade deste arranjo permite aos órgãos responsáveis priorizar os esforços de prevenção e manejo dessas espécies em regiões que mais necessitam (Strayer, 2010; Lapointe & Light, 2012). Em escalas espaciais amplas como as deste estudo, o conhecimento das distribuições geográficas dos peixes não nativos é de suma importância para compreender a dimensão dos impactos (Lodge *et al.*, 1998). A principal forma atual de contornar essa problemática é através das leis e fiscalizações. Entretanto, considerando o grande número de peixes não nativos na bacia do Rio Doce, a execução de tais ações não tem se mostrado tão eficiente, possivelmente devido ao sucateamento crescente dos órgãos fiscalizadores, aliado à complexidade do processo de invasão biológica como também a falta de conhecimento do tema "espécie não nativa" pelas pessoas leigas, que é o principal facilitador de introduções. Além disso, é necessário um maior investimento em monitoramentos e fiscalizações das atividades relacionadas aos vetores de introdução de peixes não nativos, assim como popularizar o conhecimento sobre a biologia da invasão, através da educação ambiental dos diversos atores envolvidos nessas práticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., ... & Petry, P. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58(5), 403-414.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. UEM.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Fernandez, D. R., & Suzuki, H. I. (2002). Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18(3), 299-306.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology*, 68, 1119-1132.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C., & Júlio Jr, H. F. (2010). Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação*, 8(2), 103-111.
- Aigo, J., Cussac, V., Peris, S., Ortubay, S., Gómez, S., López, H., ... & Battini, M. (2008). Distribution of introduced and native fish in Patagonia (Argentina): patterns and changes in fish assemblages. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18(4), 387-408.
- Alves, A. L., Varela, E. S., Moro, G. V., & Kirschnik, L. G. (2014). Riscos genéticos da produção de híbridos de peixes nativos.
- Alves, C. B. M., Vieira, F., Magalhães, A. L. B., & Brito, M. F. (2007). Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In *Ecological and genetic implications of aquaculture activities* (pp. 291-314). Springer, Dordrecht.
- Arantes, F. P., dos Santos, J. E., & Bazzoli, N. (2017). Invasão, colonização e atividade reprodutiva de um bagre de grande porte híbrido no Rio Paraopeba, bacia do Rio São Francisco, Brasil. *Conexão Ciência*, 12(2), 85-91.
- Arthington, A. H., Hamlet, S., & Bluhdorn, D. R. (1990). The role of habitat disturbance in the establishment of introduced warm-water fishes in Australia. In *Introduced and Translocated Fishes and their Ecological Effects*, Pollard DA (ed.). Bureau of Rural Resources Proceedings (No. 8, pp. 61-66).
- Arthington, A. H., Milton, D. A., & McKay, R. J. (1983). Effects of urban development and habitat alterations on the distribution and abundance of native and exotic freshwater fish in the Brisbane region, Queensland. *Australian Journal of Ecology*, 8(2), 87-101.
- Azevedo-Santos, V. M. D., Rigolin-Sá, O., & Pelicice, F. M. (2011). Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9, 915-919.

- Azevedo-Santos, V. M., Fearnside, P. M., Oliveira, C. S., Padial, A. A., Pelicice, F. M., Lima, D. P., ... & Vitule, J. R. (2017). Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 26(7), 1745-1752.
- Baggio, R. A., Moretti, C. B., Bialetzki, A., Boeger, W. A. (2016). Hybrids between *Pseudoplatystoma corruscans* and *P. reticulatum* (Siluriformes: Pimelodidae) previously reported in the Upper Paraná River are likely escapes from aquaculture farms: evidence from microsatellite markers. *Zoologia*, v. 33, p. e20150200.
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., ... & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature*, 471(7336), 51-57.
- Baxter, C. V., Fausch, K. D., Murakami, M., & Chapman, P. L. (2004). Fish invasion restructures stream and forest food webs by interrupting reciprocal prey subsidies. *Ecology*, 85(10), 2656-2663.
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(2), 20150623.
- Bergamaschi, R. B. (2010). SIG Aplicado a segurança no trânsito: estudo de caso no município de Vitória, ES. Monografia apresentada ao Departamento de Geografia da UFES. Vitória.
- Bilby, R. E., & Bisson, P. A. (1992). Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(3), 540-551.
- Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., ... & Bacher, S. (2014). A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology*, 12(5), e1001850.
- Bonani, W. L., da Rocha, E. L. F., Klain, R. G., Bosi, C., Bernardi, A. D. C., & Pezzopane, J. R. M. (2017). Produção de milho para silagem em sistemas integrados de produção pecuária. In *Embrapa Pecuária Sudeste-Resumo em anais de congresso (ALICE)*. In: Jornada Científica da Embrapa São Carlos, 9., 2017, São Carlos, SP. Anais... São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste; Embrapa Instrumentação, 2017.
- BRASIL, Agência Nacional de Águas-ANA. Manual de construção da base hidrográfica Ottocodificada: fase 1-construção da base topológica de hidrografia e ottobacias conforme a codificação de bacias hidrográficas de Otto Pfafstetter: versão 2.0 de 1/11/2007.
- Brauner, C. J., Ballantyne, C. L., Randall, D. J., & Val, A. L. (1995). Air breathing in the armoured catfish (*Hoplosternum littorale*) as an adaptation to hypoxic, acidic, and hydrogen sulphide rich waters. *Canadian Journal of Zoology*, 73(4), 739-744.
- Brejão, G. L., Hoetinghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F., & Casatti, L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology*, 32(4), 860-871.
- Brejão, G. L., Leal, C. G., & Gerhard, P. (2021). A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. *Oecologia Australis*, 25(2), 493.

- Brejão, G. L., Teresa, F. B., & Gerhard, P. (2020). When roads cross streams: fish assemblage responses to fluvial fragmentation in lowland Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, 18.
- Britto, F. R., de Oliveira, A. M. H., & Caetano, A. J. (1997). A ocupação do território ea devastação da Mata Atlântica. Biodiversidade, população e economia: uma região de mata atlântica. *Biodiversity, population and economy: a region of Atlantic forest*, 49-89.
- Britton, J. R., & Orsi, M. L. (2012). Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22(3), 555-565.
- Broennimann, O., & Guisan, A. (2008). Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology Letters*, 4(5), 585-589.
- Brothers, T. S., & Spingarn, A. (1992). Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology*, 6(1), 91-100.
- Bueno GW, Ostrensky A, Canzi C, Matos FT, Roubach R (2015) Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. *Reviews in Aquaculture* 7: 1–12
- Bueno, M. L., Magalhães, A. L. B., Andrade Neto, F. R., Alves, C. B. M., Rosa, D. D. M., Junqueira, N. T., ... & Zenni, R. D. (2021). Alien fish fauna of southeastern Brazil: species status, introduction pathways, distribution and impacts. *Biological Invasions*, 23(10), 3021-3034.
- de Carvalho, DR, Flecker, AS, Alves, CBM, Sparks, JP, & Pompeu, PS (2019). Respostas tróficas à poluição aquática de peixes vivos nativos e exóticos. *Science of the Total Environment* , 681 , 503-515.
- Carvalho, A. T. F. (2020). Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. *Caderno Prudentino de Geografia*, 1(42), 140-161.
- Casal, C. M. V. (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions*, 8(1), 3-11.
- Casatti L, Ferreira CP, Carvalho FR (2009) Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632:273–283. doi:10.1007/s10750-009-9849-y.
- Casatti, L., Teresa, F. B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A. R., Gonçalves, C. D. S., & Zeni, J. D. O. (2012). From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10, 205-214.
- Ceneviva-Bastos, M., & Casatti, L. (2007). Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 97, 7-15.

- Ceneviva-Bastos, M., Taboga, S. R., & Casatti, L. (2015). Microscopic Evidence of the Opportunistic Reproductive Strategy and Early Sexual Maturation of the Small-Sized Characin *Knodus moenkhausii* (Characidae, Pisces). *Anatomia, Histologia, Embryologia*, 44(1), 72-80.
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., ... & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242.
- Clavero, M., & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(3), 110.
- Clavero, M., & Hermoso, V. (2011). Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation*, 20(1), 41-57.
- Coelho, A. L. N. (2009). Bacia hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): uma análise socioambiental integrada. *Geografares*.
- Cooper, C. M. (1987). Benthos in Bear Creek, Mississippi: Effects of habitat variation and agricultural sediments. *Journal of Freshwater Ecology*, 4(1), 101-113.
- Córdova-Tapia, F., Contreras, M., & Zambrano, L. (2015). Trophic niche overlap between native and non-native fishes. *Hydrobiologia*, 746(1), 291-301.
- Costa, M. H., Botta, A., & Cardille, J. A. (2003). Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, 283(1-4), 206-217.
- Daga, V. S., Debona, T., Abilhoa, V., Gubiani, É. A., & Vitule, J. R. S. (2016). Non-native fish invasions of a Neotropical ecoregion with high endemism: a review of the Iguaçú River. *Aquatic Invasions*, 11(2), 209-223.
- Dala-Corte, R. B., Giam, X., Olden, J. D., Becker, F. G., Guimarães, T. D. F., & Melo, A. S. (2016). Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology*, 61(11), 1921-1934.
- Das, B., Nordin, R., & Mazumder, A. (2009). Watershed land use as a determinant of metal concentrations in freshwater systems. *Environmental Geochemistry and Health*, 31(6), 595-607.
- Datry, T., Melo, A. S., Moya, N., Zubieta, J., De la Barra, E., & Oberdorff, T. (2016). Metacommunity patterns across three Neotropical catchments with varying environmental harshness. *Freshwater Biology*, 61(3), 277-292.
- de Carvalho, D. R., Flecker, A. S., Alves, C. B. M., Sparks, J. P., & Pompeu, P. S. (2019). Trophic responses to aquatic pollution of native and exotic livebearer fishes. *Science of the Total Environment*, 681, 503-515.
- Donaldson, M. R., O'Connor, C. M., Thompson, L. A., Gingerich, A. J., Danylchuk, S. E., Duplain, R. R., & Cooke, S. J. (2011). Contrasting global game fish and non-game fish species. *Fisheries*, 36(8), 385-397.

- Dray, S., Legendre, P., & Peres-Neto, P. R. (2006). Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196(3-4), 483-493.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182.
- Ellender, B. R., & Weyl, O. L. (2014). A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa.
- Ernault, A., Tremauville, Y., Cellier, D., Margerie, P., Langlois, E., & Alard, D. (2006). Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain: past or present patterns?. *Biological Conservation*, 127(1), 1-17.
- Espindola, H. S., & Wendling, I. J. (2008). Elementos biológicos na configuração do território do rio Doce. *Varia Historia*, 24, 177-197.
- Espínola, L. A., Minte-Vera, C. V., & Júlio, H. F. (2010). Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. *Biological Invasions*, 12(6), 1873-1888.
- Fagundes, D. C., Leal, C. G., Carvalho, D. R., Junqueira, N. T., Langeani, F., & Pompeu, P. S. 2015. The stream fish fauna from three regions of the Upper Paraná River basin. *Biota Neotropica*, 15(2), 1–8. DOI: 10.1590/1676-06032015018714
- Fernandes, JB, Mansano, CF, Nascimento, TM, Oliveira, TS. (2021). *Pesque-pague : princípios básicos da atividade*. Jaboticabal : Funep
- Fernandes, R., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2003). *Pesque-pague: negócio ou fonte de dispersão de espécies exóticas*. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 25(1), 115-120.
- Finer, M., & Jenkins, C. N. (2012). Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *Plos One*, 7(4), e35126.
- Forneck, S. C., Dutra, F. M., de Camargo, M. P., Vitule, J. R. S., & Cunico, A. M. (2021). Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 848(9), 1955-1966.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2018). *An R companion to applied regression*. Sage publications.
- Fragoso-Moura, E. N., Oporto, L. T., Maia-Barbosa, P. M., & Barbosa, F. A. R. (2016). Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. *Brazilian Journal of Biology*, 76, 18-27.
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Van der Laan, R. (2018). *Catalog of fishes: genera, species, references*. California Academy of Sciences, San Francisco, CA, USA <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- Fridley, J. D., Brown, R. L., & Bruno, J. F. (2004). Null models of exotic invasion and scale-dependent patterns of native and exotic species richness. *Ecology*, 85(12), 3215-3222.

- Fujisaka, S., Bell, W., Thomas, N., Hurtado, L., & Crawford, E. (1996). Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 59(1-2), 115-130.
- Garcia, D. A. Z., Britton, J. R., Vidotto-Magnoni, A. P., & Orsi, M. L. (2018). Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biological Invasions*, 20(5), 1229-1241.
- Garcia, D. A. Z., Pelicice, F. M., de Brito, M. F. G., Orsi, M. L., & de Magalhães, A. L. B. (2021). Peixes não-nativos em riachos no Brasil: estado da arte, lacunas de conhecimento e perspectivas. *Oecologia Australis*, 25(2), 587.
- Germer, S., Neill, C., Vetter, T., Chaves, J., Krusche, A. V., & Elsenbeer, H. (2009). Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. *Journal of Hydrology*, 364(3-4), 349-363.
- Godinho, A. L. (1996). Peixes do Parque Estadual do Rio Doce. Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas/Universidade Federal de Minas Gerais, 1, 48.
- Gozlan, R. E., & Newton, A. C. (2009). Biological invasions: benefits versus risks. *Science*, 324(5930), 1015-1015.
- Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., & Copp, G. H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of fish biology*, 76(4), 751-786.
- Gubiani, E. A., Ruaro, R., Ribeiro, V. R., Eichelberger, A. C. A., Bogoni, R. F., Lira, A. D., ... & da Graca, W. J. (2018). Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from? *Hydrobiologia*, 817(1), 57-69.
- Guo, Q., & Olden, J. D. (2014). Spatial scaling of non-native fish richness across the United States. *PLoS One*, 9(5), e97727.
- Hansen, A. J., & DiCasteri, F. (Eds.). (2012). *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows* (Vol. 92). Springer Science & Business Media.
- Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Helfman, G. S., & Jones Iii, E. B. D. (1998). Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the national academy of sciences*, 95(25), 14843-14847.
- Henriksson, A., Wardle, D. A., Trygg, J., Diehl, S., & Englund, G. (2016). Strong invaders are strong defenders—implications for the resistance of invaded communities. *Ecology letters*, 19(4), 487-494.
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., & Prenda, J. (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological applications*, 21(1), 175-188.
- Holopainen, A. L., & Huttunen, P. (1992). Effects of forest clear-cutting and soil disturbance on the biology of small forest brooks. In *The Dynamics and Use of Lacustrine Ecosystems* (pp. 457-464). Springer, Dordrecht.

- Hostache, G., & Mol, J. H. (1998). Reproductive biology of the neotropical armoured catfish *Hoplosternum littorale* (Siluriformes—Callichthyidae): a synthesis stressing the role of the floating bubble nest. *Aquatic Living Resources*, 11(3), 173-185.
- Hyatt, T. L., & Naiman, R. J. (2001). The residence time of large woody debris in the Queets River, Washington, USA. *Ecological Applications*, 11(1), 191-202.
- Irons, K. S., Sass, G. G., McClelland, M. A., & Stafford, J. D. (2007). Reduced condition factor of two native fish species coincident with invasion of non-native Asian carps in the Illinois River, USA Is this evidence for competition and reduced fitness?. *Journal of Fish Biology*, 71, 258-273.
- Jackson, C. R., Leigh, D. S., Scarbrough, S. L., & Chamblee, J. F. (2015). Herbaceous versus forested riparian vegetation: narrow and simple versus wide, woody and diverse stream habitat. *River research and applications*, 31(7), 847-857.
- Johnson, P. T., Olden, J. D., & Vander Zanden, M. J. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 357-363.
- Karr, J. R., & Schlosser, I. J. (1978). Water Resources and the Land-Water Interface: Water resources in agricultural watersheds can be improved by effective multidisciplinary planning. *Science*, 201(4352), 229-234.
- Kennard, M. J., Arthington, A. H., Pusey, B. J., & Harch, B. D. (2005). Are alien fish a reliable indicator of river health?. *Freshwater Biology*, 50(1), 174-193.
- Kennedy, T. A., Naeem, S., Howe, K. M., Knops, J. M., Tilman, D., & Reich, P. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417(6889), 636-638.
- Kulhanek, S. A., Leung, B., & Ricciardi, A. (2011). Using ecological niche models to predict the abundance and impact of invasive species: application to the common carp. *Ecological Applications*, 21(1), 203-213.
- Kumschick, S., Bacher, S., Dawson, W., Heikkilä, J., Sendek, A., Pluess, T., ... & Kühn, I. (2012). A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact.
- Landeiro, V. L., Magnusson, W. E., Melo, A. S., ESPÍRITO-SANTO, H. M., & Bini, L. M. (2011). Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results?. *Freshwater Biology*, 56(6), 1184-1192.
- Lapointe, N. W., & Light, T. (2012). Landscape-scale determinants of non-native fish communities. *Diversity and Distributions*, 18(3), 282-293.
- Latini, A. O., & Petrere Jr, M. (2004). Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries management and Ecology*, 11(2), 71-79.
- Latini, A. O., Lima-Junior, D. P., Giacomini, H. C., Latini, R. O., Resende, D. C., Espírito-Santo, H. M., ... & Pereira, T. L. (2004). Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. *Lundiana: International Journal of Biodiversity*, 5(2), 135-142.

Lawal, M. O., Edokpayi, C. A., & Osibona, A. O. (2012). Food and feeding habits of the guppy, *Poecilia reticulata*, from drainage canal systems in Lagos, Southwestern Nigeria. *West African Journal of Applied Ecology*, 20(2), 1-9.

Latini, AO, Mormul, RP, Giacomini, HC, Di Dario, F, Vitule, JRS, Reis, RE et al. (2021) Brazil's new fish farming Decree threatens freshwater conservation in South America. *Biological Conservation* 263: 109353

Lehner, B., & Grill, G. (2013). Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes*, 27(15), 2171-2186.

Leitão, R. P., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C. G., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., ... & Gardner, T. A. (2018). Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, 41(1), 219-232.

Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T., & Brosse, S. (2008). Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS biology*, 6(2), e28.

Liermann, C. R., Nilsson, C., Robertson, J., & Ng, R. Y. (2012). Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *BioScience*, 62(6), 539-548.

Lima Junior, D. P., Pelicice, F. M., Simoes Vitule, J. R., & Agostinho, A. A. (2012). Aquaculture, politics and environment in Brazil: New proposals and old misconceptions. *Natureza & Conservação*, 10(1), 88-91.

Lima, F. P., Latini, A. O., & Marco Júnior, P. D. (2010). How are the lakes? Environmental perception by fishermen and alien fish dispersal in Brazilian tropical lakes.

Lima, L. B., Oliveira, F. J. M., Giacomini, H. C., & Lima-Junior, D. P. (2018). Expansion of aquaculture parks and the increasing risk of non-native species invasions in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, 10(1), 111-122.

Lodge, D. M., Stein, R. A., Brown, K. M., Covich, A. P., Brönmark, C., Garvey, J. E., & KLOSIEWSKI, S. P. (1998). Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: challenges in spatial scaling. *Australian journal of ecology*, 23(1), 53-67.

Lynch, J. A., Rishel, G. B., & Corbett, E. S. (1984). Thermal alteration of streams draining clearcut watersheds: quantification and biological implications. *Hydrobiologia*, 111(3), 161-169.

Magalhães, A. L. B., & Jacobi, C. M. (2017). Colorful invasion in permissive Neotropical ecosystems: establishment of ornamental non-native poeciliids of the genera *Poecilia/Xiphophorus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) and management alternatives. *Neotropical Ichthyology*, 15.

Magalhães, A. L., Daga, V. S., Bezerra, L. A., Vitule, J. R., Jacobi, C. M., & Silva, L. G. (2020). All the colors of the world: biotic homogenization-differentiation dynamics of freshwater fish communities on demand of the Brazilian aquarium trade. *Hydrobiologia*, 847(18), 3897-3915.

- Magalhães A.L.B., Bezerra L.A.V., Daga V.S., Pelicice F.M., Vitule J.R.S., Brito M.F.G. (2021). Biotic differentiation in headwater creeks after the massive introduction of non- native freshwater aquarium fish in the Paraíba do Sul River basin, Brazil. *Neotrop Ichthyol.* 19(3):e200147.
- Magalhaes, A. L. B., Azevedo-Santos, V. M., & Pelicice, F. M. (2021). Caught in the act: Youtube™ reveals invisible fish invasion pathways in Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 37(1), 125–128. DOI: 10.1111/jai.14159
- Maia-Barbosa, P. M., Barbosa, L. G., Brito, S. L., Garcia, F., Barros, C. F. A., Souza, M. B. G., ... & Barbosa, F. A. R. (2010). Limnological changes in Dom Helvécio Lake (South-East Brazil): natural and anthropogenic causes. *Brazilian Journal of Biology*, 70, 795-802.
- Marchetti, M. P., Light, T., Moyle, P. B., & Viers, J. H. (2004). Fish invasions in California watersheds: testing hypotheses using landscape patterns. *Ecological Applications*, 14(5), 1507-1525.
- Marchetti, M. P., Lockwood, J. L., & Light, T. (2006). Effects of urbanization on California's fish diversity: differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological Conservation*, 127(3), 310-318.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), 450-453.
- Metzger, J. P. (2001). O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotrop* 1: 1–9.
- Moyle, P. B., & Light, T. (1996). Fish invasions in California: do abiotic factors determine success?. *Ecology*, 77(6), 1666-1670.
- Murty, D., Kirschbaum, M. U., Mcurtrie, R. E., & Mcgilvray, H. (2002). Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global change biology*, 8(2), 105-123.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & McClain, M. E. (2010). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier.
- Oporto, L. T., & Latini, A. O. (2005). Introdução intencional e sua relação com o estabelecimento de espécies invasoras. *Simpósio Brasileiro Sobre Espécies Exóticas Invasoras*, 1.
- Ortega, J. C., Bacani, I., Dorado-Rodrigues, T. F., Strüssmann, C., Fernandes, I. M., Morales, J., ... & Penha, J. (2021). Effects of urbanization and environmental heterogeneity on fish assemblages in small streams. *Neotropical Ichthyology*, 19.
- Ortega, J. C., Júlio, H. F., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2015). Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 746(1), 147-158.
- Padilla, D. K., & Williams, S. L. (2004). Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(3), 131-138.

- Paruelo, J. M., Burke, I. C., & Lauenroth, W. K. (2001). Land-use impact on ecosystem functioning in eastern Colorado, USA. *Global change biology*, 7(6), 631-639.
- Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11(8), 1789-1801.
- Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., Akama, A., Andrade Filho, J. D., Azevedo-Santos, V. M., Barbosa, M. V. M., ... & Zuanon, J. (2021). Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management*, 68(4), 445-452.
- Pelicice FM, Azevedo-Santos VM, Vitule JRS, Orsi ML, Lima-Junior DP, Magalhães ALB, Pompeu PS, Petrere-Junior M, Agostinho AA (2017) Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish Fish* 18(6):1119–1133.
- Pelicice, F. M., Vitule, J. R. S., Lima Junior, D. P., Orsi, M. L., & Agostinho, A. A. (2014). A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7(1), 55-60.
- Peoples, B. K., Davis, A. J., Midway, S. R., Olden, J. D., & Stoczynski, L. (2020). Landscape-scale drivers of fish faunal homogenization and differentiation in the eastern United States. *Hydrobiologia*, 847(18), 3727-3741.
- Pereira, L. S., Neves, R. D. A. F., Miyahira, I. C., Kozlowsky-Suzuki, B., Branco, C. W. C., de Paula, J. C., & dos Santos, L. N. (2018). Non-native species in reservoirs: how are we doing in Brazil?. *Hydrobiologia*, 817(1), 71-84.
- Petsch, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology*, 101(3-4), 113-122.
- Pinto-Coelho, R. M., Bezerra-Neto, J. F., Miranda, F., Mota, T. G., Resck, R., Santos, A. M., ... & Barbosa, F. A. R. (2008). The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 1025-1037.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., & Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5732-5737.
- Pompeu, P. D. S., & Godinho, A. L. (2001). Mudança na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch)(Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do rio Doce devido à introdução de peixes piscívoros. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18, 1219-1225.
- Projeto MapBiomas – Coleção 6, 2020 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil, acessado em 18 de fevereiro de 2022 através do link: <https://mapbiomas.org/download>
- Ramos, I. P., Magnoni, A. P. V., Brandão, H., David, G. S., & Carvalho, E. D. (2011). Feeding, reproduction and population structure of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Teleostei, Siluriformes, Pimelodiidae) from Paraná basin: a review. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, 1-15.

- Ribeiro, V. R., da Silva, P. R. L., Gubiani, É. A., Faria, L., Daga, V. S., & Vitule, J. R. S. (2017). Imminent threat of the predator fish invasion *Salminus brasiliensis* in a Neotropical ecoregion: eco-vandalism masked as an environmental project. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(2), 132-135.
- Ricciardi, A. (2003). Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshwater biology*, 48(6), 972-981.
- Ricciardi, A. (2007). Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology*, 21(2), 329-336.
- Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in physical geography*, 30(3), 409-431.
- Ringler, N. H., & Hall, J. D. (1975). Effects of logging on water temperature, and dissolved oxygen in spawning Beds. *Transactions of the American Fisheries Society*, 104(1), 111-121.
- Ripple, W. J., Wolf, C., Newsome, T. M., Galetti, M., Alamgir, M., Crist, E., ... & 15,364 Scientist Signatories from 184 Countries. (2017). World scientists' warning to humanity: a second notice. *BioScience*, 67(12), 1026-1028.
- Rodrigues, S. A., & Batistela, G. C. (2013). Uma revisão sobre a disponibilidade hídrica brasileira para a geração de energia elétrica? *Geoambiente on-line*, (21).
- Roubach, R., Ostrensky, A., Schultze, E. P., & Bueno, G. W. (2015). Aquaculture planning, development in Brazilian Federal waters. *Global Aquacul Adv*, 18(40), 41-43.
- Sales, N. G., Pessali, T. C., Andrade Neto, F. R., & Carvalho, D. C. (2018). Introgression from non-native species unveils a hidden threat to the migratory Neotropical fish *Prochilodus hartii*. *Biological Invasions*, 20(3), 555-566.
- Salgueiro, L., Cassemiro, F. A., Albert, J. S., Frederico, R. G., Hidalgo, M., Hugueny, B., ... & Dias, M. S. (2022). Drivers of phylogenetic structure in Amazon freshwater fish assemblages. *Journal of Biogeography*, 49(2), 310-323.
- Salvador, G. N., Leal, C. G., Brejão, G. L., Pessali, T. C., Alves, C. B. M., Rosa, G. R., ... & de Assis Montag, L. F. (2020). Mining activity in Brazil and negligence in action. *Perspectives in ecology and conservation*, 18(2), 139-144.
- Sánchez-Fernández, D., Lobo, J. M., Abellán, P., Ribera, I., & Millán, A. (2008). Bias in freshwater biodiversity sampling: the case of Iberian water beetles. *Diversity and Distributions*, 14(5), 754-762.
- Santana Marques, P., Resende Manna, L., Clara Frauendorf, T., Zandonà, E., Mazzoni, R., & El-Sabaawi, R. (2020). Urbanization can increase the invasive potential of alien species. *Journal of Animal Ecology*, 89(10), 2345-2355.
- Sarmiento-Soares, L. M., Martins-Pinheiro, R. F., & Rodrigues, L. N. (2017). Peixes do rio Doce segundo as coleções. *Bol Soc Brasil Ictiologia*, 123, 9-25.

- Sazima, I., & Machado, F. A. (1990). Underwater observations of piranhas in western Brazil. In *Alternative life-history styles of fishes* (pp. 17-31). Springer, Dordrecht.
- Scheffler, R., Neill, C., Krusche, A. V., & Elsenbeer, H. (2011). Soil hydraulic response to land-use change associated with the recent soybean expansion at the Amazon agricultural frontier. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 281-289.
- Sepúlveda, M., Arismendi, I., Soto, D., Jara, F., & Farias, F. (2013). Escaped farmed salmon and trout in Chile: incidence, impacts, and the need for an ecosystem view. *Aquaculture Environment Interactions*, 4(3), 273-283.
- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological invasions*, 1(1), 21-32.
- Simonovic, S. P., & Li, L. (2004). Sensitivity of the Red River Basin flood protection system to climate variability and change. *Water resources management*, 18(2), 89-110.
- Souza, C. P. D., Rodrigues-Filho, C. A. D. S., Barbosa, F. A. R., & Leitão, R. P. (2021). Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a Neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotropical Ichthyology*, 19.
- Sposito, E. C. (2021). Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES): inter-relações para a governança.
- Strayer, DL, & Dudgeon, D. (2010). Conservação da biodiversidade de água doce: progressos recentes e desafios futuros. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (1), 344-358.
- Sunaga, T., & Verani, J. R. (1991). The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(4), 2563-2566.
- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14(1), 18-30.
- Uezu, A., & Metzger, J. P. (2016). Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. *PLoS One*, 11(1), e0147909.
- United Nations. (2015). *Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development*. New York (NY): United Nations.
- Viana, J. P. (2020). Teria a produção da aquicultura na Bacia do Rio Doce sido impactada pelo rompimento da Barragem de Fundão em Mariana (Minas Gerais)?.
- Vieira, F. (2009). Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. *MG Biota*, 2(5), 5-22.
- Vieira, F.(2006). *A ictiofauna do rio Santo Antônio, bacia do rio Doce, MG: proposta de conservação*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.

- Vieira, F., Gomes, J. P. G., Maia, B. P., & Martins, L. G. (2015). Peixes do Quadrilátero Ferrífero—guia de identificação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.
- Vitule, J. R. S., Freire, C. A., & Simberloff, D. (2009). Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and fisheries*, 10(1), 98-108.
- Vitule, J. R. S., Skóra, F., & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18(2), 111-120.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *nature*, 467(7315), 555-561.
- Wang, G., Zhang, Y., Liu, G., & Chen, L. (2006). Impact of land-use change on hydrological processes in the Maying River basin, China. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 49(10), 1098-1110.
- Wiens, J. A. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater biology*, 47(4), 501-515.
- Wilkinson, C. L., Yeo, D. C., Tan, H. H., Fikri, A. H., & Ewers, R. M. (2018). Land-use change is associated with a significant loss of freshwater fish species and functional richness in Sabah, Malaysia. *Biological Conservation*, 222, 164-171.
- Williams, C. F., Britton, J. R., & Turnbull, J. F. (2013). A risk assessment for managing non-native parasites. *Biological invasions*, 15(6), 1273-1286.
- Yan, B., Fang, N. F., Zhang, P. C., & Shi, Z. H. (2013). Impacts of land use change on watershed streamflow and sediment yield: An assessment using hydrologic modelling and partial least squares regression. *Journal of Hydrology*, 484, 26-37.
- Zeni, J. O., Pérez-Mayorga, M. A., Roa-Fuentes, C. A., Brejão, G. L., & Casatti, L. (2019). How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(8), 1238-1252.
- Zhang, Z., Chen, Y., Wang, P., Shuai, J., Tao, F., & Shi, P. (2014). River discharge, land use change, and surface water quality in the Xiangjiang River, China. *Hydrological processes*, 28(13), 4130-4140.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574). New York: Springer.

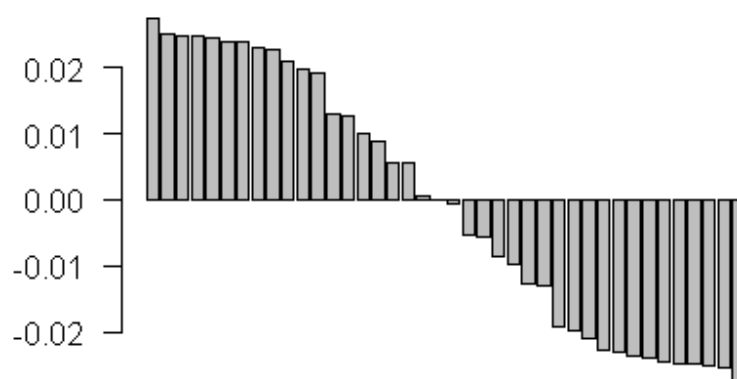
MATERIAL SUPLEMENTAR

Material Suplementar 1. Teste de correlação de Pearson que indica multicolinearidade entre as variáveis preditoras (Ver significados em Tabela 2.). Em vermelho e azul as correlações menores que -0,5 e maiores de 0,5, respectivamente. Em negrito, variáveis selecionadas para os modelos.

	Urba na	agro	Nat u ral	mine	vna tura l	Vpna tural	vag ro	vpag ro	vurba na	vpurb ana	vmi n	vpmi n	rodo via	hidro	area
rodovia	0,8	0,0	-0,3	0,0	0,0	0,2	0,0	-0,1	-0,2	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	-0,3
urbana	1,0	0,0	-0,3	0,0	0,0	0,2	0,0	-0,2	-0,1	0,0	0,0	-0,1	0,8	-0,1	-0,2
hidro	-0,1	0,1	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	1,0	-0,1
vpagro	-0,2	0,3	-0,3	-0,4	-0,7	-0,9	0,7	1,0	0,1	-0,3	0,1	0,1	-0,1	0,0	-0,1
vnatural	0,0	-0,3	0,2	0,1	1,0	0,8	-1,0	-0,7	-0,4	-0,1	0,2	-0,2	0,0	0,0	-0,1
vpnatural	0,2	-0,3	0,2	0,1	0,8	1,0	-0,8	-0,9	-0,1	-0,1	0,1	-0,1	0,2	0,0	-0,1
vagro	0,0	0,3	-0,3	-0,1	-1,0	-0,8	1,0	0,7	0,3	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
agro	0,0	1,0	-0,9	-0,4	-0,3	-0,3	0,3	0,3	-0,1	-0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
natural	-0,3	-0,9	1,0	0,4	0,2	0,2	-0,3	-0,3	0,1	0,2	0,0	0,1	-0,3	-0,2	0,1
vurbana	-0,1	-0,1	0,1	0,0	-0,4	-0,1	0,3	0,1	1,0	0,1	0,6	0,5	-0,2	0,1	0,2
vpmin	-0,1	0,0	0,1	-0,1	-0,2	-0,1	0,1	0,1	0,5	0,0	0,9	1,0	0,0	0,1	0,3
mine	0,0	-0,4	0,4	1,0	0,1	0,1	-0,1	-0,4	0,0	0,8	0,1	-0,1	0,0	0,0	0,3
vpurbana	0,0	-0,3	0,2	0,8	-0,1	-0,1	0,0	-0,3	0,1	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
vmin	0,0	0,0	0,0	-0,1	-0,2	-0,1	0,1	0,1	0,6	0,0	1,0	0,9	0,0	0,1	0,4
area	-0,2	0,0	0,1	0,3	-0,1	-0,1	0,0	-0,1	0,2	0,3	0,4	0,3	-0,3	-0,1	1,0

Material suplementar 2. 18 MEM's significativos utilizados na regressão para corrigir a autocorrelação do modelo. Os MEM's são mapas de autovetores de Moran, que traduzem a estrutura espacial em variáveis explicativas, utilizadas na regressão múltipla que apresentou autocorrelação.

Eigenvalores da matriz de pesos espaciais



Material suplementar 3. Lista das espécies de peixes não nativos da bacia do Rio Doce suas respectivas ordens e vetor principal de introdução. Seguidos pelo número de registro de ocorrência e o número de sub-bacias que estavam presentes.

Espécies	Ordem	Vetor de introdução principal	Nº de registros	Nº de sub-bacias
<i>Ancistrus aff. multispinis</i>	Siluriformes	Aquarismo	2	2
<i>Astronotus crassipinnis</i>	Cichliformes	Aquarismo	9	6
<i>Brycon amazonicus</i>	Characiformes	Aquicultura	2	2
<i>Cichla kelberi</i>	Cichliformes	Pesca Esportiva	37	12
<i>Clarias gariepinus</i>	Siluriformes	Aquicultura	37	13
<i>Colossoma macropomum x Piaractus mesopotamicus</i>	Characiformes	Aquicultura	8	4
<i>Coptodon rendalli</i>	Cichliformes	Aquicultura	53	17
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Cypriniformes	Aquicultura	2	2
<i>Cyprinus carpio</i>	Cypriniformes	Aquicultura	12	5
<i>Hoplosternum littorale</i>	Siluriformes	Isca-viva	78	23
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Characiformes	Aquarismo	17	8
<i>Ictalurus punctatus</i>	Siluriformes	Aquicultura	1	1
<i>Knodus moenkhausii</i>	Characiformes	Desconhecido	95	18
<i>Lepomis gibbosus</i>	Perciformes	Pesca Esportiva	3	2
<i>Lophiosilurus alexandri</i>	Siluriformes	Pesca Esportiva	35	13
<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	Characiformes	Aquicultura	5	3
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	Characiformes	Aquicultura	18	8
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Characiformes	Aquarismo	29	11
<i>Oreochromis niloticus</i>	Cichliformes	Aquicultura	63	17
<i>Parachromis managuensis</i>	Cichliformes	Aquarismo	1	1
<i>Peckoltia aff. multispinis</i>	Siluriformes	Aquarismo	2	2
<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Pesca Esportiva	71	17
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Perciformes	Aquicultura	1	1
<i>Poecilia reticulata</i>	Cyprinodontiformes	Aquarismo	144	21
<i>Pogonopoma wertheimeri</i>	Siluriformes	Desconhecido	35	7
<i>Prochilodus argenteus</i>	Characiformes	Aquicultura	4	4
<i>Prochilodus spp. "costatus-lineatus"</i>	Characiformes	Aquicultura	40	17
<i>Pseudoplatystoma sp x Leiarus marmoratus</i>	Siluriformes	Aquicultura	1	1
<i>Pseudoplatystoma reticulatum x Pseudoplatystoma corruscans</i>	Siluriformes	Aquicultura	1	1

<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	Siluriformes	Aquarismo	11	7
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Pesca Esportiva	61	22
<i>Salminus brasiliensis</i>	Characiformes	Pesca Esportiva	33	13
<i>Xiphophorus hellerii</i>	Cyprinodontiformes	Aquarismo	1	1
