



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**Instituto de Ciências Biológicas**  
**Departamento de Genética, Ecologia e Evolução**  
**PPG Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre**



Dennys Heilbuth Cachapuz Drager

**A ICTIOFAUNA DE RIACHOS RESPONDE ÀS ALTERAÇÕES DA  
PAISAGEM NO CERRADO? – INVESTIGANDO OS SINAIS SUTIS DA  
ASSIMETRIA FLUTUANTE**

Belo Horizonte

2022

Dennys Heilbuth Cachapuz Drager

**A ICTIOFAUNA DE RIACHOS RESPONDE ÀS ALTERAÇÕES DA  
PAISAGEM NO CERRADO? – INVESTIGANDO OS SINAIS SUTIS DA  
ASSIMETRIA FLUTUANTE**

**Versão final**

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, com requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Rafael Pereira Leitão

Coorientador: Gilberto Nepomuceno  
Salvador

Belo Horizonte

2022

043

Drager, Dennys Heilbuth Cachapuz.

A ictiofauna de riachos responde às alterações da paisagem no cerrado? – Investigando os sinais sutis da assimetria flutuante [manuscrito] / Dennys Heilbuth Cachapuz Drager. – 2022.

67 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Rafael Pereira Leitão. Coorientador: Gilberto Nepomuceno Salvador.

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. Cerrado. 3. Usos do Solo. 4. Destruição de Habitat. 5. Rios. 6. Peixes/anormalidades. I. Leitão, Rafael Pereira. II. Salvador, Gilberto Nepomuceno. 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



### Ata da Defesa de Dissertação

Nº 431

Entrada: 2020/1

### Dennys Heilbuth Cachapuz Drager

No dia 27 de julho de 2022, às 09:00 horas, por videoconferência, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Dennys Heilbuth Cachapuz Drager, intitulada: **“A ictiofauna de riachos responde às alterações da paisagem no Cerrado? – Investigando os sinais sutis da assimetria flutuante.”**. Abrindo a sessão, o(a) orientador(a) e Presidente da Comissão, Doutor(a) Rafael Pereira Leitão, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Luisa Resende Manna (UERJ), Milton Barbosa da Silva Júnior (UFMG) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

- (X) Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;
- ( ) Reavaliação da dissertação com avaliação pelos membros da banca do documento revisado, sem nova defesa, no prazo máximo de 30 dias, sob possibilidade de reprovação;
- ( ) Reformulação da dissertação com indicação de nova defesa em data estabelecida a critério do Colegiado em observância às Normas Gerais da Pós-graduação na UFMG e ao Regimento do PPG-ECMVS;
- ( ) Reprovação

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 27 de julho de 2022.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Milton Barbosa da Silva Junior, Usuário Externo**, em 27/07/2022, às 14:38, 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 **Luísa Resende Manna, Usuária Externa**, em 27/07/2022, às 14:53, 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 28/07/2022, às 11:28, 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](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **1636378** e o código CRC



515A1425.

---

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer primeiramente aos meus pais, Ceres e Lúcio, que me apoiaram durante toda minha vida, me proporcionaram amor, me incentivaram a estudar, a buscar verdadeiramente o que me encantava na vida. À minha irmãzinha, Eduarda, pela amizade, companheirismo, confiança, pelas conversas e piadas que só a gente entende. À minha irmã mais velha, Larissa, pelo carinho, apoio e por sempre acreditar no meu potencial. Aos meus irmãos, Luciano e Ricardo, que mesmo distantes fisicamente, foram grandes inspirações pra minha vida. À Rosangela por sua ternura e cuidado comigo desde que nasci. Agradeço também ao restante da minha família pelo apoio e respeito.

Sou grato à Universidade Federal de Minas Gerais, onde passei longos anos vivendo um mundo completamente à parte do que eu estava acostumado. Foi um lugar que me abriu portas para infinitas oportunidades, e que moldou completamente minha vida. Agradeço aos professores, funcionários técnicos-administrativos, e também ao bandeirão por todos esses anos de vivência acadêmica. Agradeço ao Colegiado e à Secretaria do ECMVS, que me guiaram durante todo meu processo de aprendizado. Agradeço ao CNPq pela bolsa concedida, ao Projeto PROECOS (P&D ANEEL/CEMIG GT599) que foi o responsável por gerar os frutos da minha pesquisa.

Sou imensamente grato pelo meu orientador, Rafa, que me aceitou de braços abertos desde o início. Sou grato pelo apoio, pelos ensinamentos, pela energia leve e descontraída, por me inspirar tanto. Praticamente fundamos o LabEcoPeixes! Junto com os amigos Carlinha e Lucas, que são pessoas muito queridas, em que tive um prazer enorme de conviver durante toda essa trajetória. Agradeço também ao meu coorientador, Giba, pela abertura, pelo companheirismo, pelos ensinamentos, por ser tão importante pro meu crescimento.

Agradeço aos meus amigos do LabEcoPeixes (e agregados!), além dos já citados, Carlos, Karen, Lori, Gabi, Julia, Renas, Dani, Gabriel, Cremy e Aline, que me

receberam com muito amor e me proporcionaram tantos momentos felizes e agradáveis. Sou grato à Erica (UFRJ) e ao Paulo (UFLA) por me recepcionaram tão bem durante os treinamentos de campo e me ajudarem a crescer como ecólogo e profissional. Agradeço também aos professores do programa, Tati e Paulinho, e à minha amiga de departamento, Nath, pela disponibilidade em sanar minhas dúvidas sobre o projeto, principalmente com relação à parte de tratamento e análise de dados.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Ecologia de Bentos, por todo companheirismo, apoio e viagens à campo durante meus primeiros meses de iniciação científica. Se eu pudesse destacar alguns, começo a agradecer ao Marcos, por abrir suas portas para mim. À Jana, pela nossa amizade, pelas trocas, por me proporcionar tantos momentos leves. E também ao Diego, por me guiar durante todo meu aprendizado no laboratório.

Sou imensamente grato à Dani, minha boa e velha amiga, por todos as trocas (musicais ou não), os papos-cabeça, os momentos maravilhosos que passamos juntos, o carinho recíproco. Ao meu gru(pão) querido (Amanda, Carla, Dani, David, Fernanda, Fred, Gabriel, Gabi, Laura, Luiz, Malu e Victor) por todo amor, por me fazerem sorrir sempre, pelas experiências, vivências, rolês e viagens inesquecíveis. Aos meus amigos, Rodrigo e Yasmim, pela amizade carinhosa, por conseguirem mudar tantas perspectivas e dimensões da minha vida, por todos os momentos memoráveis que vivemos. Puxando gancho ao Hermano e Bruno, por sempre estarem por perto e acompanharem todas nossas maluquices.

Agradeço a todos, que através de alguma forma, marcaram a minha vida. Vocês serão eternos.

## RESUMO

Múltiplos distúrbios de origem antrópica podem afetar negativamente diferentes níveis de organização biológica e gerar respostas desfavoráveis ao sistema. Diversas abordagens utilizam marcadores biológicos para quantificar tais impactos, incluindo a assimetria flutuante, que representa variações sutis e aleatórias no plano de simetria bilateral em estruturas morfológicas pares, utilizada frequentemente como indicadora da instabilidade de desenvolvimento em organismos sob condições de estresse. Apesar das aplicações em múltiplos estressores, sistemas e grupos biológicos, são escassos os estudos de AF para a fauna de peixes de riacho sob a perspectiva das alterações antrópicas de paisagem. Conduzimos o estudo em populações e comunidades de peixes de riacho do Cerrado, considerado um dos biomas mais ameaçados do mundo. Utilizamos o Índice Integrado de Distúrbio, que sumariza variáveis de impacto antrópico local e da paisagem, para definir os riachos com maiores e menores graus de distúrbio. A hipótese central do estudo é que o nível de assimetria flutuante na ictiofauna, avaliado a partir de três caracteres morfométricos e dois caracteres merísticos, é maior em riachos com maior grau de degradação. Não encontramos diferenças significativas nos níveis de AF entre comunidades com diferentes graus de distúrbio. Por outro lado, encontramos maiores níveis de AF no comprimento da nadadeira pélvica e diâmetro do olho de *Knodus moenkhausii* em riachos mais degradados. Nossos resultados sugerem que espécies de peixes de riacho respondem de forma diferenciada à sensibilidade da AF como indicador de estresse. Além disso, recomendamos que sejam realizados mais estudos para compreender a ecologia e história natural de espécies de riacho, e de como a AF varia entre diferentes grupos taxonômicos e funcionais.

**Palavras-chave:** Degradação de habitat, instabilidade de desenvolvimento, peixes neotropicais, pressões antrópicas, uso do solo.



## **ABSTRACT**

Multiple disturbances of anthropic origin can negatively affect different levels of biological organization and generate unfavorable responses along ecosystems. Several approaches use biological markers to quantify such impacts, including fluctuating asymmetry, which represents subtle, random variations in the bilateral symmetry plane in paired morphological structures, often used as an indicator of developmental instability in organisms under stress conditions. Despite applications in multiple stressors, systems and biological groups, fluctuating asymmetry studies for stream fishes under the perspective of landscape changes are scarce. We conducted the study in fish populations and assemblages of streams from the Brazilian Savanna (i.e, Cerrado), considered one of the most threatened biomes on Earth. We applied an Integrated Disturbance Index, which combines local and catchment-level anthropic impact variables, to define the streams with the most and least degrees of disturbance. Our central hypothesis is that the fluctuating asymmetry level of the ichthyofauna, assessed from three morphometric and two meristic traits, is greater in most disturbed sites. We found no differences in FA levels at the community level by the degree of disturbance. However, we found higher fluctuating asymmetry levels in the pelvic fin length and eye diameter of *Knodus moenkhausii* in most degraded streams. Our findings suggest that stream fish species respond differently to FA sensitivity as an indicator of stress. In addition, we recommend that additional studies must be carried out to understand the ecology and natural history of stream fish species, and how FA varies between different taxonomic and functional groups.

**Keywords:** Anthropogenic pressures, developmental instability, habitat disturbance, land use, neotropical fish.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Hipótese central do estudo. Espera-se que o nível de assimetria flutuante (FA) dos peixes seja maior em ambientes degradados, tanto a nível de comunidades (representado pelo círculo com seis espécies de peixes coloridas) quanto em nível de populações (representado pelo círculo com apenas uma espécie de peixe). A representação esquemática não reflete a composição real da ictiofauna do estudo.....21
- Figura 2.** Área de estudo: Unidade Hidrológica de Nova Ponte e localização dos pontos amostrais (n = 40), Bacia do Alto Araguari, Bacia do Rio Paraná, Minas Gerais, Brasil. Cores diferentes indicam três níveis de degradação dos riachos: pouco, moderadamente e muito impactado.....22
- Figura 3.** Representação esquemática da delimitação da microbacia para o cálculo do Índice de Degradação da Microbacia (CDI) de cada ponto amostral da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Bacia do Alto Paraná. Para compor o índice, foi calculado a porcentagem ponderada de cada zona de interferência humana no uso e cobertura do solo (área urbana, agricultura e pasto) em relação à área total da microbacia.....24
- Figura 4.** Representação esquemática da obtenção de métricas relacionadas ao impacto antrópico local (fontes estressoras, marcada pelo asterisco vermelho) em diferentes zonas do riacho: na margem, até 10m da distância das margens e; de 10m da distância das margens até o limite máximo da visão. Os transectos que dividem uma seção do riacho estão representados pelas letras A e B.....25
- Figura 5.** Ordenação dos pontos amostrais da Unidade Hidrológica de Nova Ponte baseado no Índice de Distúrbio Integrado (IDI) e delimitação dos riachos íntegros a partir de valores inferiores ao primeiro quartil (Q1) e dos riachos degradados a partir de valores superiores ao terceiro quartil (Q3).....26

- Figura 6.** Representação esquemática da amostragem da ictiofauna nos riachos. Ao longo de um trecho de 150 metros, bandeiras com letras de A até K foram marcadas em cada transecto, em intervalos de 15 metros, no sentido jusante à montante. A coleta de peixes foi realizada no mesmo sentido.....27
- Figura 7.** Características morfométricas e merísticas obtidas a partir da inspeção manual dos espécimes de peixes: OLH, diâmetro do olho; NPT, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; R\_NPT, número de raios moles da nadadeira peitoral; R\_NPV, número de raios moles da nadadeira pélvica. Imagem cedida por Lorena Miranda.....28
- Figura 8.** Comparação do nível de assimetria em caracteres morfométricos (NTP, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) em comunidades de peixes em riachos íntegros e riachos degradados da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná, baseado: em todas as espécies de todas as comunidades (etapa I); apenas espécies presentes em ambos tratamentos (etapa II); apenas espécies abundantes ( $n > 20$ ) presentes em ambos tratamentos (etapa III).....35
- Figura 9.** Comparação do nível de assimetria em caracteres merísticos (R\_NTP, raios da nadadeira peitoral; R\_NPV, raios da nadadeira pélvica) em comunidades de peixes em riachos íntegros e riachos degradados da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná, baseado: em todas as espécies de todas as comunidades (etapa I); apenas espécies presentes em ambos tratamentos (etapa II); apenas espécies abundantes ( $n > 20$ ) presentes em ambos tratamentos (etapa III).....36
- Figura 10.** Comparação do nível de assimetria, a partir dos índices FA2 e FA6, em caracteres morfométricos (NTP, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) da espécie

*Knodus moenkhausii* entre riachos íntegros e riachos degradados da  
Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná.....37

**Figura 11.** Comparação do nível de assimetria, a partir dos índices FA2 e FA6, em  
caracteres morfométricos (NTP, comprimento da nadadeira peitoral; NPV,  
comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) da espécie  
*Hypostomus ancistroides* entre riachos íntegros e riachos degradados da  
Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná.....38

**Figura 12.** Comparação do nível de assimetria, a partir dos índice FA2, em caracteres  
morfométricos (NTP, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento  
da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) da espécie *Psalidodon aff.*  
*paranae* entre riachos íntegros e riachos degradados da Unidade  
Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná.....39

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Nível de distúrbio, localidade, riqueza e abundância de peixes, e coordenadas geográficas dos pontos amostrais coletados na Unidade Hidrológica de Nova Ponte, bacia do Alto Rio Paraná, e selecionados para o estudo (número de riachos = 20). Dados sobre a riqueza e abundância de indivíduos mensurados no estudo encontram-se dentro dos parênteses.....31
- Tabela S1.** Matriz de ocorrência e abundância das espécies de peixes coletadas na Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná, por ponto amostral (PA) e entre tratamentos (riachos íntegros e riachos degradados).....58
- Tabela S2.** Matriz de quantificação das espécies de peixes mensuradas por ponto amostral (PA) e entre tratamentos (riachos íntegros e riachos degradados) coletados na Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná.....60
- Tabela S3.** Padrão de AF (normalidade de distribuição com média igual a zero e dependência da AF relativa em relação ao tamanho médio do carácter do comprimento da nadadeira peitoral (NPT), comprimento da nadadeira pélvica (NPV) e diâmetro do olho (OLH) por ponto amostral (PA) da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná. **KS-d** = teste estatístico para testar a normalidade dos dados e detectar a presença de antissimetria; **t** = teste estatísticos para testar a média zero da distribuição e detectar a presença de assimetria direcional; **F** = teste estatístico para testar a dependência de AF em relação ao tamanho médio do carácter). Valores em negrito ( $p < 0.05$ ) representam caracteres com desvios de assimetria flutuante ideal ou com dependência de AF em relação ao tamanho médio do carácter.....61

**Tabela S4.** Padrão de AF (normalidade de distribuição com média igual a zero e dependência da AF relativa em relação ao tamanho médio do carácter do comprimento da nadadeira peitoral (NPT), comprimento da nadadeira pélvica (NPV) e diâmetro do olho (OLH) por espécie de peixes da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná. KS-d = teste estatístico para testar a normalidade dos dados e detectar a presença de antissimetria; t = teste estatísticos para testar a média zero da distribuição e detectar a presença de assimetria direcional; F = teste estatístico para testar a dependência de AF em relação ao tamanho médio do carácter). Valores em negrito ( $p < 0.05$ ) representam caracteres com desvios de assimetria fluante ideal ou com dependência de AF em relação ao tamanho médio do carácter.....62

**Tabela S5.** Padrão de AF (normalidade de distribuição com média igual a zero e dependência da AF relativa em relação ao tamanho médio do carácter) do número de raios da nadadeira peitoral (R\_NPT) e número de raios da nadadeira pélvica (R\_NPV) por ponto amostral (PA) da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná. KS-d = teste estatístico para testar a normalidade dos dados e detectar a presença de antissimetria; t = teste estatísticos para testar a média zero da distribuição e detectar a presença de assimetria direcional; NA = Ausência de variação na contagem de raios entre os lados esquerdo e direito.....63

**Tabela S6.** Padrão de AF (normalidade de distribuição com média igual a zero e dependência da AF relativa em relação ao tamanho médio do carácter) do número de raios da nadadeira peitoral (R\_NPT) e número de raios da nadadeira pélvica (R\_NPV) por espécie de peixes da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná. KS-d = teste estatístico para testar a normalidade dos dados e detectar a presença de antissimetria; t = teste estatísticos para testar a média zero da distribuição e detectar a presença

de assimetria direcional; NA = Ausência de variação na contagem de raios entre os lados esquerdo e direito.....64

**Tabela S7.** Coeficiente de correlação  $r$  (repetibilidade) e erro de medida (EM;  $r - 1$ ) para as medidas dos lados esquerdo (E) e direito (D) da nadadeira peitoral (NPT), comprimento da nadadeira pélvica (NPV) e diâmetro do olho (OLH) para as espécies com mais de 10 indivíduos mensurados. F = valores estatísticos da análise de variância (ANOVA) utilizada para testar a significância do  $r$ ; gl = graus de liberdade da análise.....65

**Tabela S8.** Comparação do grau de assimetria flutuante (índice AF6) entre tratamentos (“Íntegro” x “Degradado”) dos caracteres morfométricos (NPT, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) e merísticos (R\_NPT, número de raios da nadadeira peitoral; R\_NPV, número de raios da nadadeira pélvica) em cada etapa de análise para comunidades (I, todas as espécies independente da ocorrência; II, apenas espécies presentes em ambos tratamentos; III, apenas espécies abundantes ( $n > 20$ ) presentes em ambos tratamentos).....66

**Tabela S9.** Comparação do grau de assimetria flutuante (índices AF2 e AF6) entre tratamentos (“Íntegro” x “Degradado”) dos caracteres morfométricos (NPT, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) e merísticos (R\_NPT, número de raios da nadadeira peitoral; R\_NPV, número de raios da nadadeira pélvica) das espécies de maior amplitude de ocorrência ( $n > 20$  por tratamento). \* $p < 0.05$ , \*\**Hypostomus ancistroides* apresentou ausência absoluta de variação entre os lados esquerdo e direito em caracteres merísticos (R\_NPT e R\_NPV).....67

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	17
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
2.1 Área de Estudo.....	21
2.2 Índices de Distúrbio Antrópico.....	23
2.2.1 Índice de Distúrbio da Microbacia (CDI).....	23
2.2.2 Índice de Distúrbio Local (LDI).....	24
2.2.3 Índice de Distúrbio Integrado (IDI).....	25
2.3 Amostragem da Ictiofauna.....	26
2.4 Obtenção de medidas morfológicas.....	27
2.5 Estimadores de AF e análises estatísticas.....	28
3 RESULTADOS.....	32
3.1 Composição das comunidades.....	32
3.2 Assimetria flutuante ideal.....	32
3.3 Dependência de tamanho do carácter.....	33
3.4 Erro de medida.....	33
3.5 Análises de assimetria flutuante.....	34
4 DISCUSSÃO.....	40
FINANCIAMENTO.....	47
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	58



## 1 INTRODUÇÃO

Os múltiplos distúrbios decorrentes das ações antrópicas impactam todos os níveis de organização biológica e podem gerar respostas desfavoráveis aos sistemas ecológicos (Newbold et al., 2015; Reid et al., 2019). Distúrbios podem afetar a riqueza e a abundância de uma comunidade, reduzindo consideravelmente a interação entre as espécies e com o ambiente, como podem também afetar taxas de sobrevivência das populações, tamanho corporal dos indivíduos, tamanho da prole e taxas de fecundidade (Tetreault et al., 2013). Assim, diversas abordagens têm sido utilizadas em estudos em Ecologia para mensurar as respostas biológicas frente a distúrbios de origem antrópica (Friberg et al., 2011). Dado o crescimento da intensidade e magnitude das pressões humanas e a escassez de recursos financeiros para o monitoramento da biodiversidade, ferramentas acessíveis e que expressam respostas adiantadas (e.g., antes da perda local de espécies) são extremamente desejáveis em estudos de impacto ambiental (Mouillot et al., 2013). Neste contexto, a quantificação da Assimetria Flutuante (AF) dos organismos em populações e comunidades bióticas vem sendo cada vez mais difundida.

A AF é definida como alterações morfológicas sutis e aleatórias entre os planos de simetria bilateral em uma determinada estrutura (Van Valen, 1962), podendo ser causadas por condições desfavoráveis do ambiente, estresse genético ou a partir da combinação dos dois fatores (Palmer & Strobeck, 1986). Assim, a AF é um estimador da instabilidade de desenvolvimento de um indivíduo (Palmer & Strobeck, 1992), indicando a sua capacidade de amortecer ruídos (e.g., estressores físicos, químicos ou biológicos), que podem prejudicar a formação do fenótipo simétrico de determinada estrutura durante o desenvolvimento (Klingenberg, 2019; Klingenberg & Nijhout, 1999). A AF possui inúmeras aplicações (Graham et al., 2010) e é valiosa para estudos que relacionam a condição dos organismos com potenciais estressores (Leung et al., 2000), pois além de expressar de maneira sensível as variações fenotípicas que se desenvolvem durante a ontogenia, é um método de avaliação rápido e de baixo custo

(Graham et al., 1993). Por ser uma técnica supostamente sensível a essas perturbações, principalmente nos estágios iniciais da vida, a AF também é capaz de estimar a estabilidade de desenvolvimento sob condições sub-letais de estresse (Allenbach, 2011; Allenbach et al., 1999; Costa & Nomura, 2016; Palmer & Strobeck, 1992).

Desde a década de 1990, estudos sobre AF ganharam espaço e o número de artigos científicos tem crescido consideravelmente (Graham, 2021). Tal crescimento condiz com a publicação de trabalhos que apresentam protocolos metodológicos padronizados (Palmer, 1994; Palmer & Strobeck, 1986), a partir dos quais foi possível realizar comparações mais robustas entre estudos, especialmente dentro de um mesmo grupo taxonômico (Allenbach, 2011; Beasley et al., 2013). Desde então, o uso da AF abrange um amplo espectro de impactos, sistemas e grupos biológicos (Graham et al., 2010). No entanto, existem poucos estudos que avaliam a efetividade da aplicação da AF no nível de comunidade. Por exemplo, o nível de AF já foi contrastado com o grau de fragmentação florestal em comunidades de aves neotropicais (Anciaes & Marini, 2000; Cuervo & Restrepo, 2007), com gradientes de urbanização em assembleias de besouros carabídeos (Weller & Ganzhorn, 2004), e com o gradiente altitudinal em comunidades de lepidópteros (Henriques & Cornelissen, 2019). Contudo, estes estudos se restringem em grande parte a ecossistemas terrestres, sendo necessários esforços para avaliar como estressores afetam comunidades em organismos aquáticos a partir de ferramentas que detectam variações sutis na morfologia.

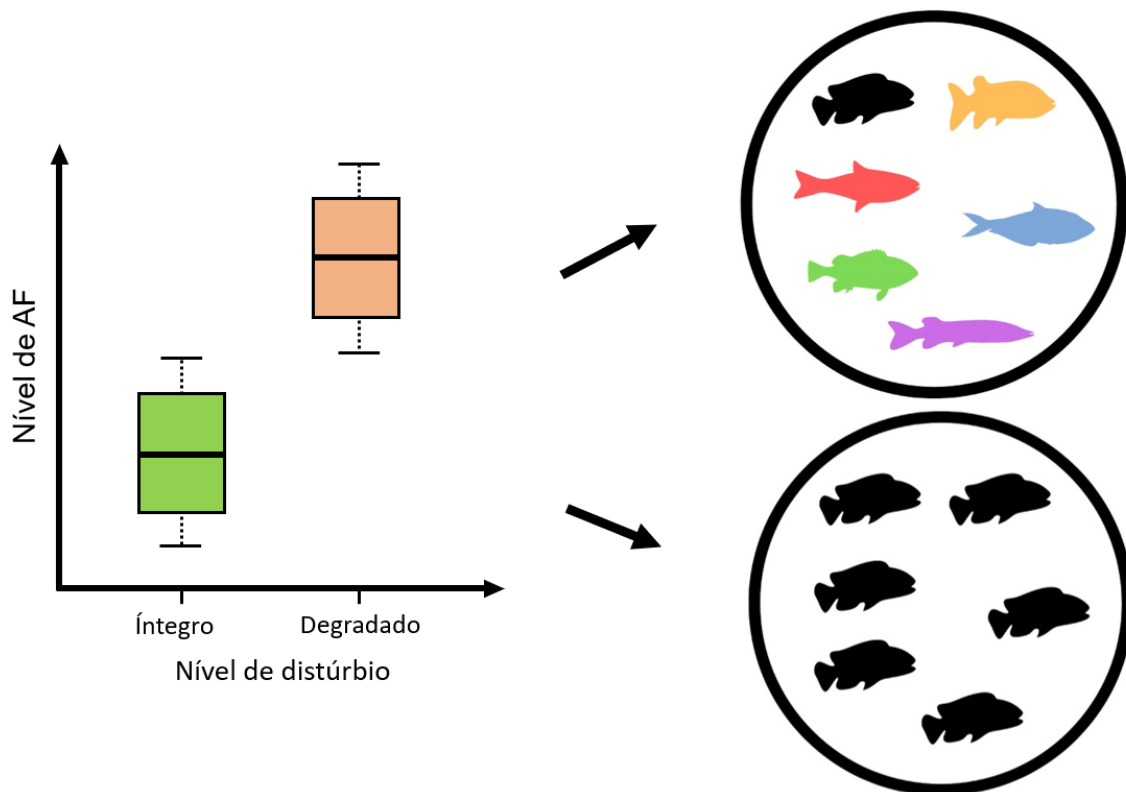
Apesar de cobrirem somente cerca de 1% da superfície terrestre, os ecossistemas aquáticos continentais são responsáveis por abrigar mais de 10% de todas as espécies conhecidas, sendo 1/3 delas organismos vertebrados (Strayer & Dudgeon, 2010). Ao longo das últimas décadas, os sistemas de água doce vêm sofrendo diversas ameaças por ações humanas, tais como as alterações da paisagem pelo uso da terra, expansão da urbanização, fragmentação por barragens e estradas,

crescimento das atividades industriais e mudanças climáticas (Dudgeon et al., 2006; Reid et al., 2019). Dentre os grupos afetados de forma mais severa estão os peixes. A região Neotropical abriga a maior diversidade taxonômica e funcional de peixes de água doce do mundo (Toussaint et al., 2016). As espécies de riachos, que representam cerca de 50% da ictiofauna na região (Buckup, 2021), podem declinar rapidamente devido a tais pressões antrópicas (Daga et al., 2020), potencialmente comprometendo processos ecossistêmicos importantes, como a ciclagem de nutrientes e a manutenção das teias tróficas (Villegger et al., 2017; Winemiller et al., 2014).

O Cerrado é um dos hotspots de diversidade global (Myers et al., 2000) e o segundo maior bioma brasileiro (Klink & Machado, 2005), abrigando um número excepcional de espécies, muitas delas endêmicas e criticamente ameaçadas (Myers et al., 2000). Além disso, o Cerrado é considerado o berço das águas do país, responsável por abranger uma extensa rede de nascentes que abastecem oito grandes bacias hidrográficas brasileiras (Wantzen et al., 2006). Apesar do alto valor econômico, social e cultural agregado ao bioma, estima-se que 55% da cobertura vegetal nativa foram convertidos em áreas agropastoris e urbanas (Klink & Machado, 2005), e que apenas 7% da área são legalmente protegidos (Soares-Filho et al., 2014). Tais mudanças no uso do solo alteram a dinâmica e a estrutura física dos riachos. O desmatamento das microbacias aumenta a erosão do solo e o assoreamento dos cursos d'água (Cunico & Gubiani, 2017), além de elevar a temperatura e os níveis de hipóxia com o aumento da incidência solar (Ceneviva-Bastos & Casatti, 2014; Ilha et al., 2018), reduzir o aporte de material alóctone (Leitão et al., 2018), e permitir a entrada de contaminantes derivados do esgoto urbano ou da agricultura (de Mello et al., 2018). Consequentemente, são observados efeitos diversos nas populações e comunidades de peixes (Alvarenga et al., 2021; Dala-Corte et al., 2016; Leitão et al., 2018).

A AF em peixes já foi testada sob uma vasta influência de fatores, com destaque para relações com a urbanização (Lutterschmidt et al., 2016), concentração de metais

pesados (Marques et al., 2005), derramamento de óleo derivado do petróleo (Michaelsen et al., 2015), temperatura (Eriksen et al., 2008), acidificação (Ostbye et al., 1997) e pesticidas (Green & Lochmann, 2006). Contudo, no Brasil, o repertório de estudos sobre AF em peixes é pequeno e está restrito aos ecossistemas lacustres (Gross et al., 2004) e costeiros (Seixas, Conte, et al., 2021; Seixas et al., 2016; Seixas, Dos Santos, et al., 2021), além de abordagens experimentais em larvas e juvenis de cultivo marinho (Evangelista et al., 2019, 2020). A ausência de estudos de AF em populações e comunidades de peixes de riachos no Brasil, juntamente com o panorama atual de perda de diversidade pelo avanço da degradação no Cerrado, serviram de motivação para o desenvolvimento deste estudo. Neste contexto, tivemos como principal objetivo investigar se a ictiofauna de riachos responde aos distúrbios de origem antrópica em escala local e da paisagem. Utilizamos a AF para estimar a instabilidade de desenvolvimento dos indivíduos e, baseado em um índice integrado de distúrbio, classificamos os riachos em diferentes níveis de degradação. Testamos a hipótese de que o nível de AF em peixes a nível de populações e comunidades é maior em riachos mais degradados (Figura 1).



**Figura 1.** Hipótese central do estudo. Espera-se que o nível de assimetria flutuante (FA) dos peixes seja maior em ambientes degradados, tanto a nível de comunidades (representado pelo círculo com seis espécies de peixes coloridas) quanto em nível de populações (representado pelo círculo com apenas uma espécie de peixe). A representação esquemática não reflete a composição real da ictiofauna do estudo.

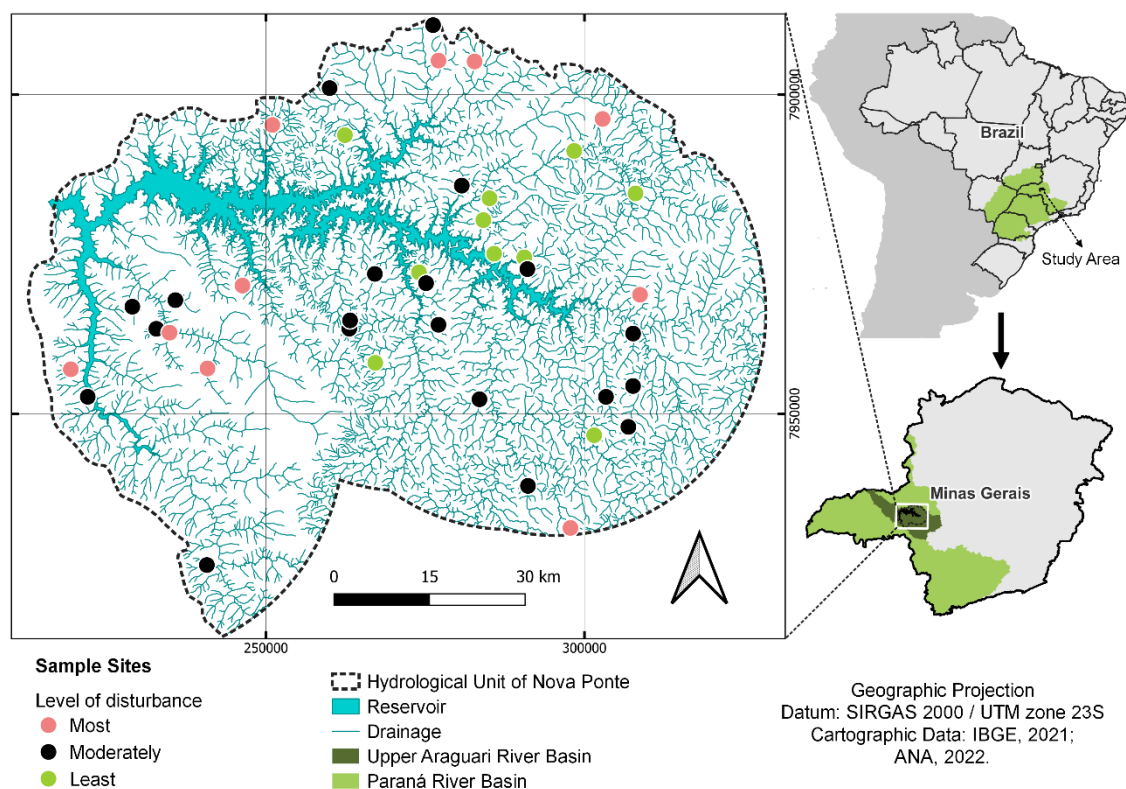
## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

Conduzimos o estudo na Bacia do Rio Araguari, um dos principais afluentes do Rio Paranaíba e parte da Bacia do Alto Rio Paraná, localizada na mesorregião do Triângulo Mineiro. Seu sistema de tributários está inserido no Bioma Cerrado e compreende um mosaico formado principalmente por floresta semidecídua, matas ciliares, manchas urbanas, pastagens e agricultura mecanizada (Baccaro et al., 2004; Macedo et al., 2016). A região é caracterizada economicamente por atividades voltadas ao cultivo de grãos (soja, milho, trigo e café), bem como de algodão e cana-de-açúcar (Rocha et al., 2020), e sofre com intenso uso de fertilizantes e pesticidas, além de interferências antrópicas ligadas à remoção de matas ciliares (Rocha et al., 2020). O clima é caracterizado por estações bem definidas, chuvoso entre outubro e março e

seco entre abril e setembro. Apresenta precipitações anuais médias entre 1200 e 1700mm e sua temperatura pode variar de 21°C durante os meses frios a 27°C durante os meses quentes (de Carvalho et al., 2017).

Amostramos 40 riachos de segunda a terceira ordem (Strahler, 1957), distribuídos ao longo de uma Unidade Hidrológica delimitada por uma área de drenagem dentro de um *buffer* de 35km a montante do Reservatório Hidrelétrico de Nova Ponte (Figura 2). As coletas foram realizadas em setembro de 2019, durante o final da estação seca. Cada ponto amostral representa um trecho de riacho com extensão total de 150m. Classificamos os pontos amostrais em três níveis de distúrbio (menos impactado, moderado e mais impactado), de acordo com o índice que integra informações de distúrbio na escala de paisagem (i.e., microbacia) e na escala local (detalhamento abaixo).



**Figura 2.** Área de estudo: Unidade Hidrológica de Nova Ponte e localização dos pontos amostrais ( $n = 40$ ), Bacia do Alto Araguari, Bacia do Rio Paraná, Minas Gerais, Brasil. Cores diferentes indicam três níveis de degradação dos riachos: pouco, moderadamente e muito impactado.

## 2.2 Índices de Distúrbio Antrópico

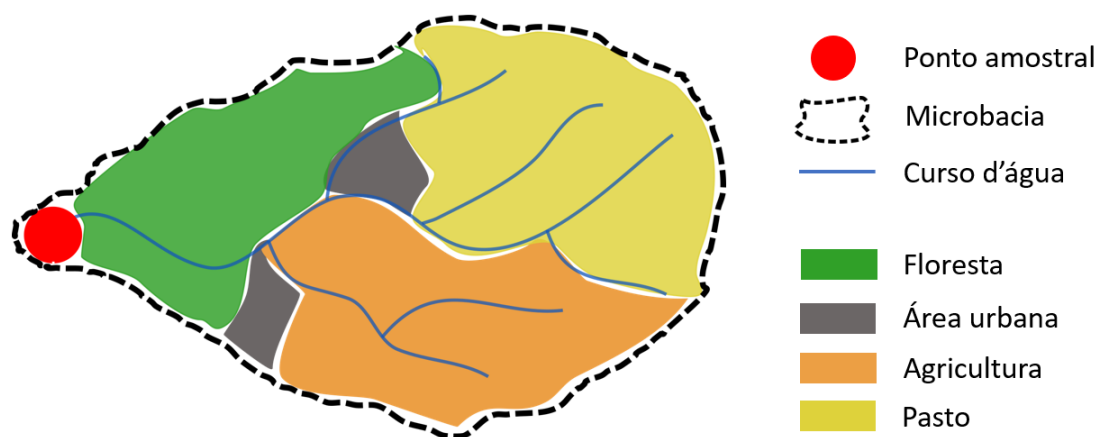
A seleção dos pontos para compor os tratamentos “menos impactado” e “mais impactado” foi determinada a partir do score atribuído ao Índice de Distúrbio Integrado (Integrated Disturbance Index - IDI) (Ligeiro et al., 2013). Este índice sumariza medidas de dois índices de impacto antropogênico em um único valor, referentes à escala de paisagem (i.e., microbacia; Catchment Disturbance Index – CDI) e à escala local (Local Disturbance Index – LDI).

### 2.2.1 Índice de Distúrbio da Microbacia (CDI)

Para avaliar o uso e cobertura do solo na microbacia, foi elaborado um mapeamento à montante para cada ponto amostral. Utilizamos imagens multiespectrais do Sensor Landsat TM, para mostrar a resposta específica para cada uso do solo ou cobertura vegetal, em conjunto com imagens de resolução fina (resolução espacial de 0.6-5m, dados do Google Earth), para fornecer informações sobre a forma e textura dos elementos. Foram estabelecidos três tipos dominantes de uso da terra: agricultura, pastagem e área urbana (Macedo et al., 2016; Macedo et al., 2014).

Por meio dessa classificação, foi possível calcular a área proporcional de cada categoria de ocupação do solo em um índice de degradação para a microbacia (Catchment Disturbance Index – CDI) (Ligeiro et al., 2013; Rawer-Jost et al., 2004). Neste índice, cada categoria recebeu um peso correspondente ao tamanho do efeito do impacto nos riachos, variando de 0 (cobertura vegetal íntegra, sem ocupação do uso do solo) a 400 (microbacia ocupada totalmente por área urbana), dado à seguinte fórmula:

$$CDI = 4x \% \text{ de áreas urbanas} + 2x \% \text{ áreas agrícolas} + 1x \% \text{ áreas de pasto}$$

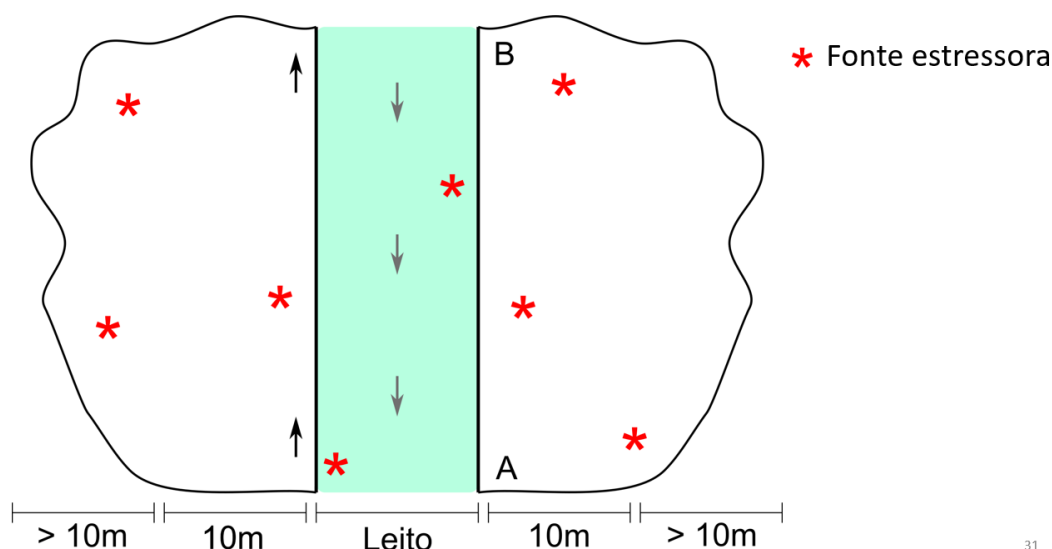


**Figura 3.** Representação esquemática da delimitação da microbacia para o cálculo do Índice de Degradação da Microbacia (CDI) de cada ponto amostral da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Bacia do Alto Paraná. Para compor o índice, foi calculado a porcentagem ponderada de cada zona de interferência humana no uso e cobertura do solo (área urbana, agricultura e pasto) em relação à área total da microbacia.

### 2.2.2 Índice de Distúrbio Local (LDI)

O índice de distúrbio local (Local Disturbance Index - LDI) (Kaufmann et al., 1999) foi determinado a partir da obtenção de 11 métricas relacionadas a impactos visíveis causados pela interferência humana, que soma elementos dentro do leito dos riachos, nas margens e na mata ripária adjacente. Estas métricas incluem a presença de: (i) muro, dique, canalização, barramento; (ii) construções; (iii) estrada calçada ou cascalhada; (iv) rodovia, ferrovia; (v) canos (captação ou descarga); (vi) entulho, lixo; (vii) parque, gramado; (viii) plantações de grãos; (ix) pastagem, campo de feno; (x) silvicultura, desmatamento e (xi) mineração. As métricas foram obtidas em cada transecto (5 metros a jusante e à montante), percorrendo o entorno ao longo de todo trecho (Figura 4). Os valores foram ponderados de acordo com a presença da métrica de acordo com a proximidade do canal do riacho, classificados como (i) na margem do riacho; (ii) menor que 10m de distância das margens; e (iii) maior que 10m de distância das margens até o limite máximo da visão (Kaufmann et al., 1999). O LDI varia de 0 (nenhum tipo de distúrbio antrópico observado no leito ou na zona ripária) e 16.5 (todos os tipos de distúrbio observados ao entorno do canal).





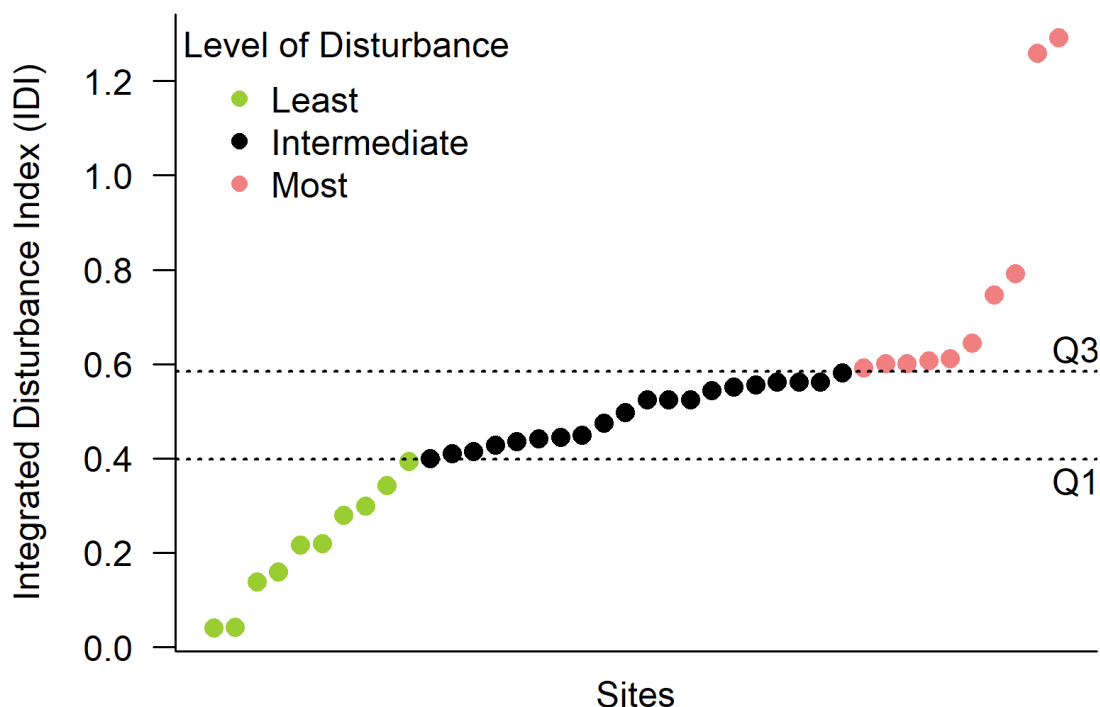
**Figura 4.** Representação esquemática da obtenção de métricas relacionadas ao impacto antrópico local (fontes estressoras, marcada pelo asterisco vermelho) em diferentes zonas do riacho: na margem, até 10m da distância das margens e; de 10m da distância das margens até o limite máximo da visão. Os transectos que dividem uma seção do riacho estão representados pelas letras A e B.

### 2.2.3 Índice de Distúrbio Integrado (IDI)

Para compor o IDI, uniu-se os valores atribuídos ao CDI e ao LDI através da fórmula:

$$IDI = \left[ \left( \frac{LDI}{5} \right)^2 + \left( \frac{CDI}{300} \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}}$$

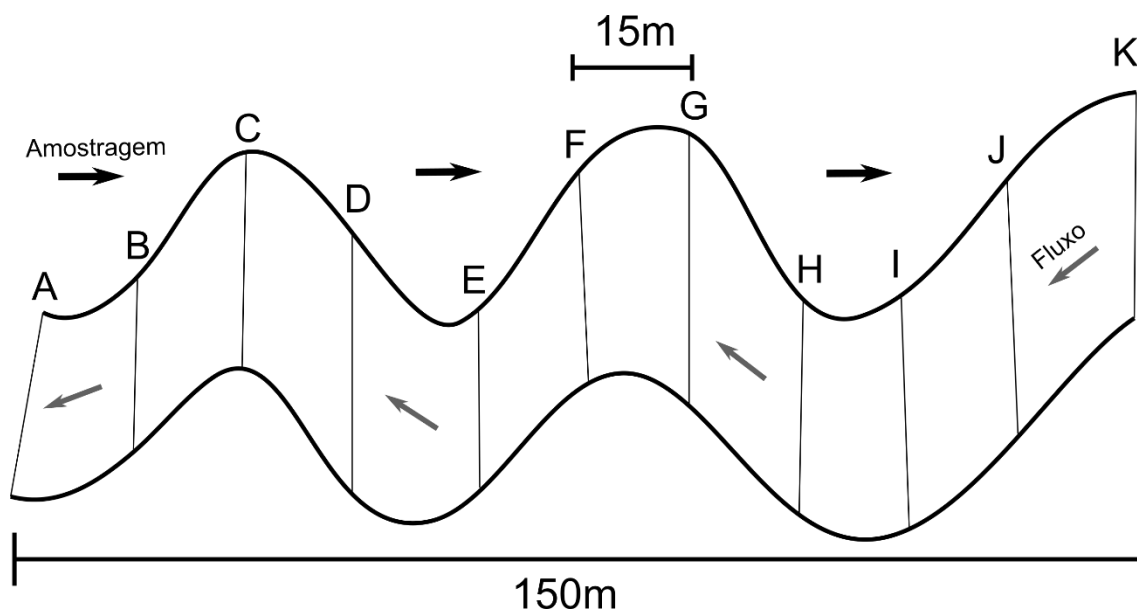
Quanto maior o IDI de um riacho, mais ele se desvia da condição de referência ideal, que é a ausência absoluta de distúrbio dentro do leito, na zona ripária ou na microbacia de drenagem (Ligeiro et al., 2013). Dessa forma, ordenamos os valores de IDI atribuídos aos 40 pontos amostrais e estabelecemos um corte a partir do valor de cada quartil para definir o conjunto de riachos de cada tratamento. Valores abaixo do primeiro quartil (0.3976) compõem os riachos íntegros (n = 10), enquanto que valores acima do terceiro quartil (0.58427) compõem os riachos degradados (n = 10) (Figura 5). Para manter comparações mais extremas nas análises subsequentes, optamos por excluir os 20 riachos que se enquadraram como intermediários.



**Figura 5.** Ordenação dos pontos amostrais da Unidade Hidrológica de Nova Ponte baseado no Índice de Distúrbio Integrado (IDI) e delimitação dos riachos íntegros a partir de valores inferiores ao primeiro quartil (Q1) e dos riachos degradados a partir de valores superiores ao terceiro quartil (Q3).

### 2.3 Amostragem da Ictiofauna

Os peixes foram amostrados no período diurno, por duas a três pessoas durante duas horas, utilizando redes de arrasto manual (4m de comprimento, 2m de altura e malha de 5mm) e peneiras semicirculares (80cm de diâmetro e malha de 1mm). A captura foi conduzida em sentido jusante-montante ao longo de 150m de cada riacho (Figura 6), explorando potenciais habitats utilizados pelas espécies para abrigo e alimentação, tais como banco de folhas, pedaços de madeira, macrófitas aquáticas, margem escavada e substrato rochoso. Em campo, os peixes foram anestesiados em dose letal de Eugenol e posteriormente fixados em formalina 10%. Em laboratório, os peixes foram lavados com água corrente, transferidos para álcool 70%, e identificados em nível de espécie segundo literatura especializada. Exemplares testemunho foram depositados na Coleção de Referência do Laboratório de Ecologia de Peixes da UFMG.

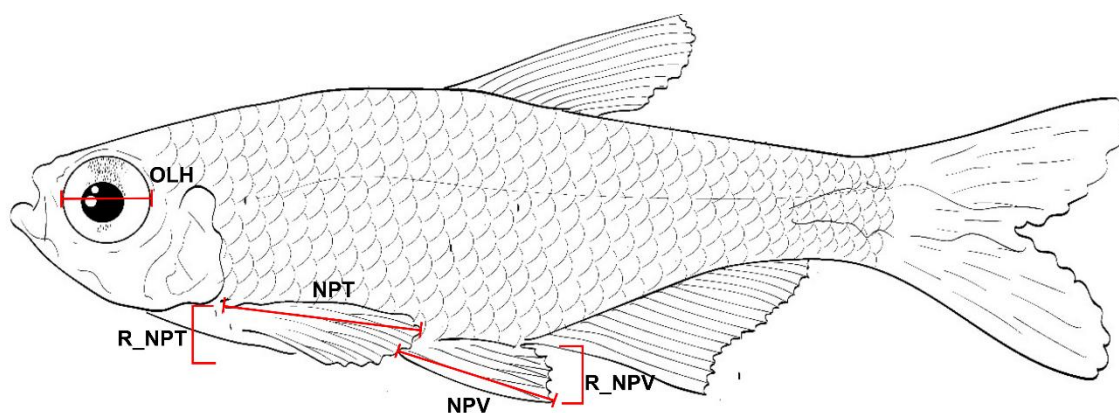


**Figura 6.** Representação esquemática da amostragem da ictiofauna nos riachos. Ao longo de um trecho de 150 metros, bandeiras com letras de A até K foram marcadas em cada transecto, em intervalos de 15 metros, no sentido jusante à montante. A coleta de peixes foi realizada no mesmo sentido.

#### 2.4 Obtenção de medidas morfológicas

Para cada exemplar de peixe analisado quanto à AF, foram tomados três caracteres morfométricos (NPT, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; e OLH, diâmetro do olho) e dois caracteres merísticos (R\_NPT, número de raios moles da nadadeira peitoral; e R\_NPV, número de raios moles da nadadeira pélvica). Tais atributos foram selecionados pela replicabilidade em estudos de assimetria flutuante (Allenbach, 2011; Seixas et al., 2016) e por facilitar a comparação entre indivíduos de espécies morfologicamente diferentes. A fim de evitar vieses, as contagens e as medições foram realizadas às cegas, não havendo quaisquer informações sobre o tipo de condição do ponto amostral analisado. As nadadeiras foram mensuradas através do local de inserção do membro até a ponta distal do raio mais longo, enquanto o diâmetro do olho foi medido a partir da distância máxima entre os limites do globo ocular (Figura 7). Todas as medidas morfométricas foram tomadas usando paquímetro digital (Mitutoyo, 0.01 mm) e examinadas sob um microscópio estereoscópico (Zeiss Stemi DV4).

Foram excluídos das análises de assimetria: (i) espécies que pertencem às ordens Gymnotiformes e Synchroniformes, pela ausência de estruturas morfológicas selecionadas para avaliação; (ii) indivíduos que apresentaram estruturas ausentes, dobradas ou danificadas, resultado de injúria ou pelo processo de fixação; (iii) espécies que não atingiriam o número mínimo de três indivíduos mensurados em todos os pontos amostrais. Após a aplicação dos critérios, as informações sobre riqueza e abundância das comunidades analisadas foram compiladas na Tabela S1, juntamente com detalhes da posição geográfica dos pontos amostrais.



**Figura 7.** Características morfométricas e merísticas obtidas a partir da inspeção manual dos espécimes de peixes: OLH, diâmetro do olho; NPT, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; R\_NPT, número de raios moles da nadadeira peitoral; R\_NPV, número de raios moles da nadadeira pélvica. Imagem cedida por Lorena Miranda.

## 2.5 Estimadores de AF e análises estatísticas

Inicialmente, a assimetria flutuante dos caracteres de cada espécie e comunidade foi calculada através da equação referente à assimetria proporcional:

$$AF = (E - D) / [(E + D) / 2], \text{ onde: } E, \text{ lado esquerdo; } D, \text{ lado direito do caracter.}$$

Em seguida, a presença de AF ideal dos caracteres foi testada para cada comunidade e para cada espécie. Para que seja considerada AF ideal, os valores obtidos da diferença entre os lados esquerdo e direito (E-D) para cada caracter devem apresentar distribuição normal e média significativamente não diferente de zero (Palmer, 1994). Tais procedimentos foram analisados a partir do teste de Kolmogorov-Smirnov e Teste-t Unimodal, respectivamente, a fim de descartar situações em que ocorram

assimetria direcional (AD) ou antissimetria (AS). O primeiro tipo de assimetria é definida como variações não-aleatórias da simetria do plano de simetria bilateral em caracteres pares, onde um lado é predominantemente maior que outro, enquanto no segundo tipo, a variação é aleatória entre indivíduos de uma mesma população, onde um lado de dada estrutura par é altamente mais desenvolvida que outra (Palmer & Strobeck, 1992). A média igual a zero indica que os valores positivos e negativos da diferença sinalizada entre os lados esquerdo e direito de um carácter se anulam e não se direccionam a um lado proeminente, condição típica da AF, onde as variações no comprimento ou na contagem são aleatórias entre pares de um carácter.

Para testar o efeito da dependência de tamanho dos caracteres por comunidade, foi realizado um teste de regressão entre a diferença modular entre os lados esquerdo e direito de cada carácter ( $|E - D|$ ) com o seu tamanho médio  $[(E + D) / 2]$  (Anciaes & Marini, 2000). O erro de medida foi estimado através do teste de repetibilidade. Pelo menos 25% dos indivíduos de cada espécie abundante ( $n \geq 10$ ) foram medidos duas vezes pelo mesmo examinador em dois eventos distintos (Henriques & Cornelissen, 2019; Palmer & Strobeck, 1986). A repetibilidade das medidas do mesmo lado em um carácter foi avaliada através do Coeficiente de Correlação de Pearson, com significância da repetibilidade testada a partir de uma ANOVA simples.

A fim de detectar diferenças do nível de AF entre as duas condições de distúrbio (riachos pouco versus muito impactados), conduzimos as análises em quatro etapas, adaptadas do protocolo de Anciaes & Marini (2000): I) todas as espécies incluídas nas análises, independentemente da não ocorrência em um dos tratamentos, a fim de detectar um possível padrão geral; II) somente as espécies em ambos os tratamentos, a fim de evitar o efeito de diferentes composições de espécies nas análises; III) somente as espécies mais abundantes ( $> 20$  indivíduos) presentes em ambos tratamentos, a fim de retirar o efeito da variação de abundância nas análises de comparação; IV) espécies mais abundantes analisadas individualmente, permitindo comparações mais

específicas. A fim de evitar vieses estatísticos, excluimos das análises caracteres que apresentaram desvios de normalidade e distribuição com média diferente de zero, e apenas caracteres que exibiram AF ideal foram mantidos.

Para realizar comparações entre comunidades (etapas I, II e III, descritas acima), o parâmetro de AF foi estimado para cada caracter como a variância de AF descrito na equação individual (Anciaes & Marini, 2000), denominado originalmente como o índice FA6 (Palmer & Strobeck, 1986).

$$FA6 = \text{Var}(E - D) / [(E + D) / 2]$$

Tal índice é sensível a caracteres que apresentem variação de AF em casos onde há pequena variação de tamanho do tamanho e quando não ocorre AD ou AS (Palmer & Strobeck, 1986).

Para fazer comparações entre tratamentos de uma mesma espécie (etapa IV), utilizamos tanto o índice FA6 quanto o índice FA2 (Palmer & Strobeck, 1986), que permite análises robustas de assimetria para amostras grandes:

$$FA2 = \text{Média}|(E - D)| / [(E + D) / 2]$$

Utilizamos o Teste-t para indicar diferenças na AF em riachos íntegros versus riachos degradados tanto em nível de comunidades (etapas I-III), quanto em nível de populações (etapa IV). Todas as análises estatísticas foram conduzidas no Software R, versão 4.2.0 (R Core Team, 2022).

**Tabela 1.** Nível de distúrbio, localidade, riqueza e abundância de peixes, e coordenadas geográficas dos pontos amostrais coletados na Unidade Hidrológica de Nova Ponte, bacia do Alto Rio Paraná, e selecionados para o estudo (número de riachos = 20). Dados sobre a riqueza e abundância de indivíduos mensurados no estudo encontram-se dentro dos parênteses.

Local	Nível de distúrbio	Município	Riqueza total (medidos)	Abundância total (medidos)	Coordenadas (GMS)
PA12	Íntegro	Perdizes	8 (7)	39 (20)	19°21'31.9"S 47°12'59.9"W
PA16	Íntegro	Patrocínio	7 (4)	151 (96)	19°12'43.7"S 46°59'31.9"W
PA47	Íntegro	Perdizes	8 (5)	55 (48)	19°27'54.2"S 46°53'26.9"W
PA54	Íntegro	Patrocínio	8 (6)	182 (122)	19°09'31.4"S 47°03'09.6"W
PA75	Íntegro	Patrocínio	2 (2)	21 (10)	19°07'40.5"S 47°02'35.1"W
PA100	Íntegro	Patrocínio	11 (7)	181 (117)	19°12'23.3"S 47°02'13.9"W
PA144	Íntegro	Patrocínio	5 (4)	384 (83)	19°02'09.8"S 47°15'27.4"W
PA203	Íntegro	Patrocínio	10 (7)	176 (87)	19°07'23.9"S 46°49'30.7"W
PA375	Íntegro	Nova Ponte	10 (6)	499 (130)	19°03'44.0"S 47°46'30.0"W
PA7308	Íntegro	Perdizes	3 (2)	114 (58)	19°13'53.4"S 47°08'58.8"W
PA55	Degradado	Patrocínio	6 (4)	52 (23)	19°01'02.8"S 46°52'23.2"W
PA95	Degradado	Serra do Salitre	10 (7)	99 (65)	19°16'00.6"S 46°49'12.1"W
PA128	Degradado	Iraí de Minas	7 (4)	139 (62)	19°01'12.8"S 47°21'56.0"W
PA139	Degradado	Patrocínio	3 (2)	71 (21)	18°56'02.5"S 47°03'46.7"W
PA228	Degradado	Nova Ponte	4 (3)	117 (94)	19°21'42.7"S 47°40'17.5"W
PA240	Degradado	Pedrinópolis	2 (1)	552 (50)	19°14'49.1"S 47°24'48.3"W
PA368	Degradado	Patrocínio	6 (2)	58 (36)	18°55'55.7"S 47°07'00.3"W
PA5612	Degradado	Santa Juliana	7 (4)	20 (17)	19°21'48.9"S 47°28'02.5"W
PA9757	Degradado	Araxá	6 (4)	64 (30)	19°35'45.1"S 46°55'40.2"W
PA15048	Degradado	Santa Juliana	5 (5)	21 (5)	19°18'43.7"S 47°31'23.7"W

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Composição das comunidades

Nos 20 riachos selecionados no estudo, foram amostrados 2969 indivíduos de 34 espécies de peixes pertencentes a 13 famílias e cinco ordens (tabela S1). A ordem Characiformes foi o grupo mais representativo, compreendendo 59,6% da abundância numérica total, seguido da ordem Cyprinodontiformes (22,6%), Siluriformes (16,5%), Cichliformes (< 1%) e Gymnotiformes (< 1%). A riqueza e abundância média foram, respectivamente, 7,2 (2 – 11, DP = 2,85) e 180 (21 – 499, DP = 145) em riachos menos impactados, e 5,6 (2 – 10, DP = 2,15) e 119 (20 – 552, DP = 149) em riachos mais impactados. Após atender aos critérios de seleção, 1174 exemplares (39,5%) de 19 espécies (55,9%), pertencentes a oito famílias e quatro ordens, foram mensurados (tabela S2). As espécies *Psalidodon aff. paranae*, *Hypostomus ancistroides* e *Knodus moenkhausii* apresentaram mais que 20 indivíduos em ambos os tratamentos, de forma que foram selecionadas para as análises posteriores, considerando a variação de AF de populações isoladamente.

#### 3.2 Assimetria flutuante ideal

Para todos os caracteres morfométricos de cada espécie e comunidade, a diferença entre os lados esquerdo e direito apresentou distribuição normal, exceto para a nadadeira peitoral em uma localidade (KS-d = 0.173,  $p < 0.05$ , tabela S3). Exibiram média significativamente diferente de zero ( $p < 0.05$ ): quatro comunidades e a espécie *Piabina argentea* para o comprimento da nadadeira peitoral; quatro comunidades e a espécie *P. aff. paranae* para o comprimento da nadadeira pélvica; quatro comunidades e quatro espécies (*Apareiodon ibitiensis*, *P. aff. paranae*, *Hemigrammus paranae* e *K. moenkhausii*) para o diâmetro do olho (tabela S4). Para os caracteres merísticos, observamos baixo desvio de simetria na contagem de raios entre os lados esquerdo e direito das nadadeiras peitoral e pélvica de cada espécie e comunidade, o que levou a



valores de  $p$  significativos independente de apresentarem curva normal, Portanto, a normalidade de distribuição de tais caracteres foi examinada e comprovada a partir de inspeção visual. Apresentaram média diferente de zero duas comunidades (tabela S5) e a espécie *Geophagus* gr. *brasiliensis* para o número de raios da nadadeira peitoral (tabela S6). Diversas espécies e comunidades não sofreram desvio de simetria na contagem de raios entre lados do mesmo caracter (tabelas S5 e S6). Ao final, tais caracteres de espécies e comunidades que exibiram desvio na assimetria flutuante ideal foram excluídos das análises comparativas.

### 3.3 Dependência de tamanho do caracter

Apresentaram dependência de tamanho do caracter: quatro comunidades e duas espécies (*Geophagus* gr. *brasiliensis* e *Knodus moenkhausii*) para o comprimento da nadadeira peitoral; duas comunidades e duas espécies (*Psalidodon* aff. *paranae* e *Piabarchus stramineus*) para o comprimento da nadadeira pélvica; e quatro comunidades e seis espécies (*Apareiodon ibitiensis*, *Psalidodon* aff. *paranae*, *Cetopsorhamdia iheringi*, *Geophagus* gr. *brasiliensis*, *Hypostomus ancistroides* e *Piabina argentea*) para o diâmetro do olho (tabelas S4 e S). A escala do tamanho de tais caracteres foi corrigida através dos índices de AF utilizados para comparar a instabilidade de desenvolvimento das comunidades e populações entre os tratamentos (AF2 e AF6).

### 3.4 Erro de medida

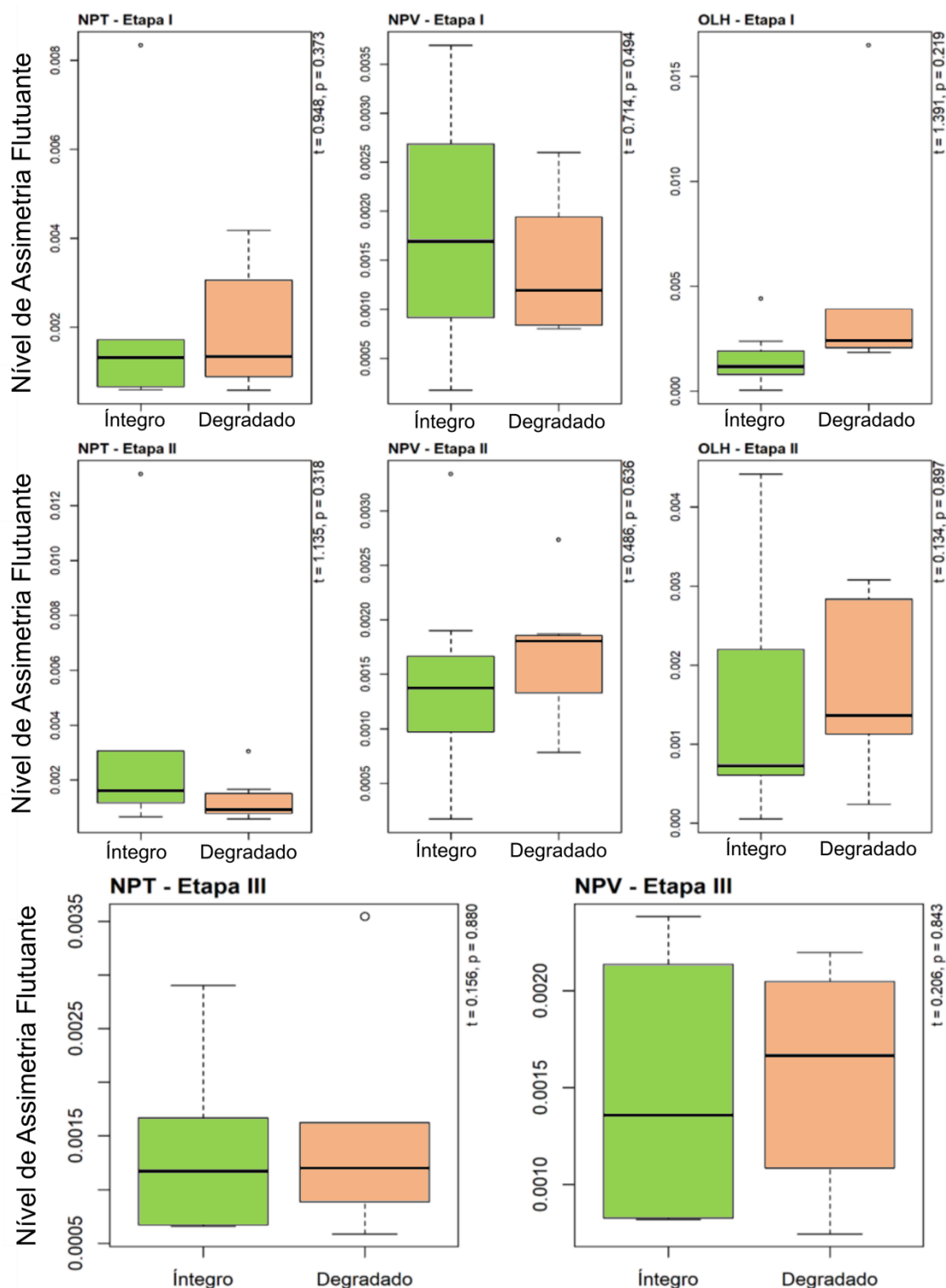
Seis das oito espécies selecionadas para testar o erro de medida exibiram altos valores de repetibilidade para todos os caracteres morfométricos ( $r > 0.90$ ,  $p < 0.001$ , tabela S7). Apesar do diâmetro do olho esquerdo em *A. ibitiensis* e *H. paranae* e os lados esquerdo e direito da nadadeira peitoral de *H. paranae* exibirem valores ligeiramente menores de repetibilidade ( $0.83 \leq r \leq 0.90$ ,  $p < 0.001$ , tabela S7), tais

caracteres apresentam correlação significativamente positiva. Logo, descartamos o erro de medida.

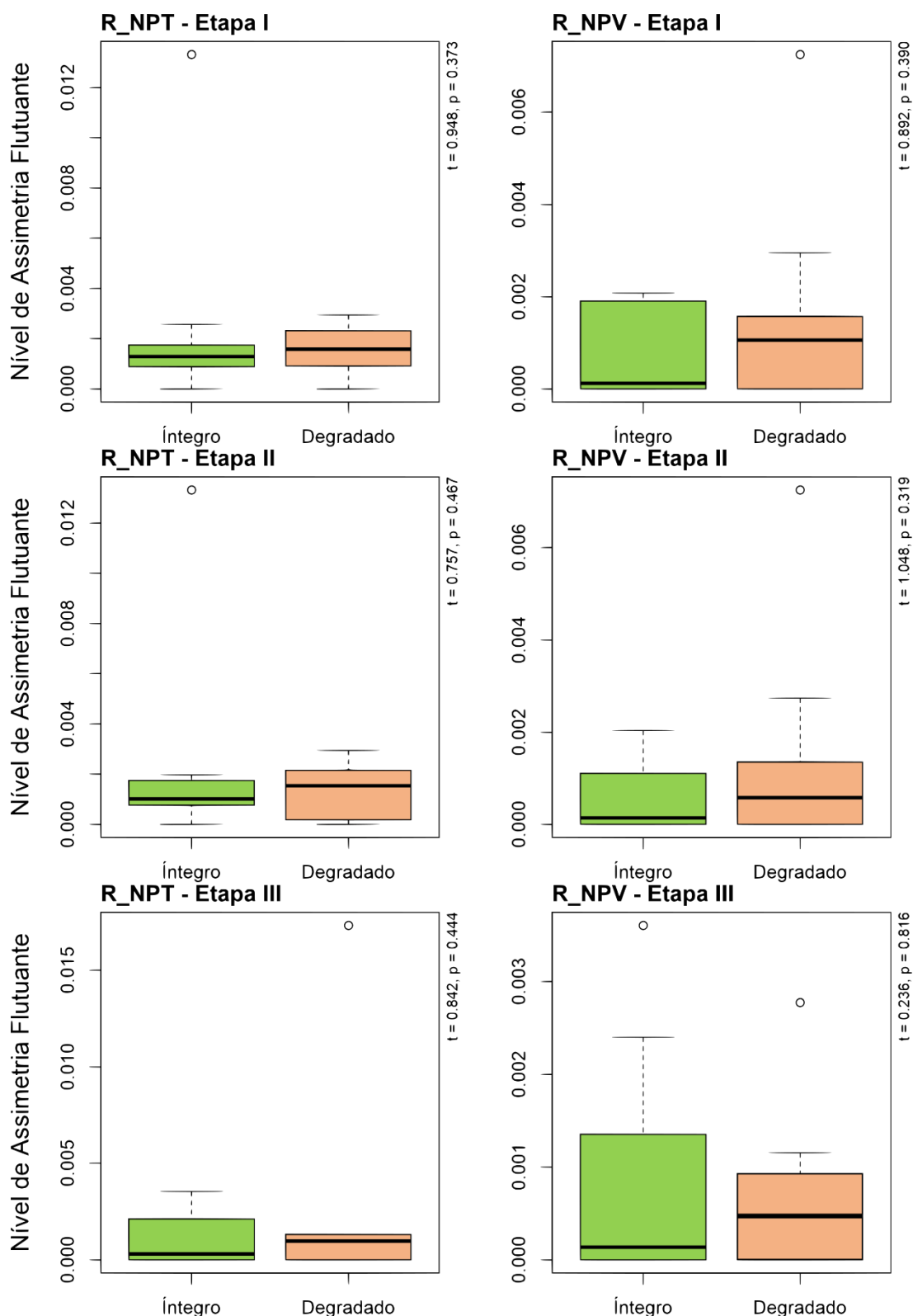
### 3.5 Análises de assimetria flutuante

Não encontramos diferenças significativas no nível de AF entre tratamentos considerando: todas as espécies de todas as comunidades (etapa I), apenas espécies presentes em ambos tratamentos (etapa II), apenas espécies abundantes ( $n > 20$ ) e presentes em ambos tratamentos (etapa III), tanto para caracteres morfométricos (tabela S8, figura 8) quanto para os caracteres merísticos (tabela S8, figura 9).

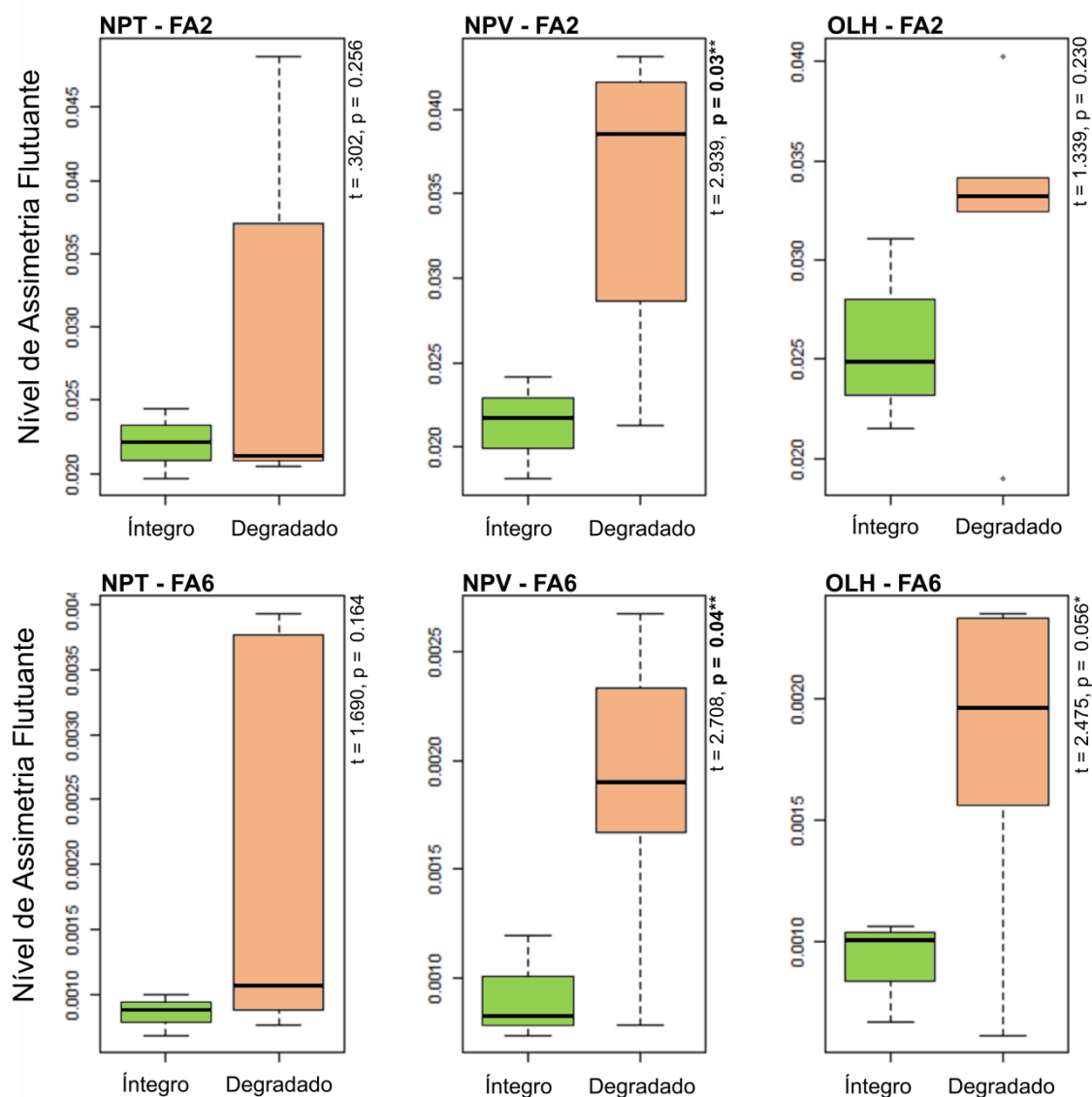
Em relação ao grau de AF analisando individualmente para as três espécies mais abundantes (etapa IV), *K. moenkhausii* apresentou nadadeiras pélvicas mais assimétricas nos riachos degradados em relação aos riachos íntegros para ambos os índices (tabela S9, figura 10). Esta espécie também apresentou AF do diâmetro do olho maior em riachos degradados ao se considerar o índice AF6 (tabela S9, figura 10). As demais espécies, *H. ancistroides* (figura 11) e *P. aff. paranae* (figura 12), não apresentaram diferença significativa entre tratamentos (tabela S9). Não foi possível calcular o índice FA6 para *P. aff. paranae*, uma vez que não houve indivíduos suficientes por localidade para extrair a variância de assimetria dos caracteres.



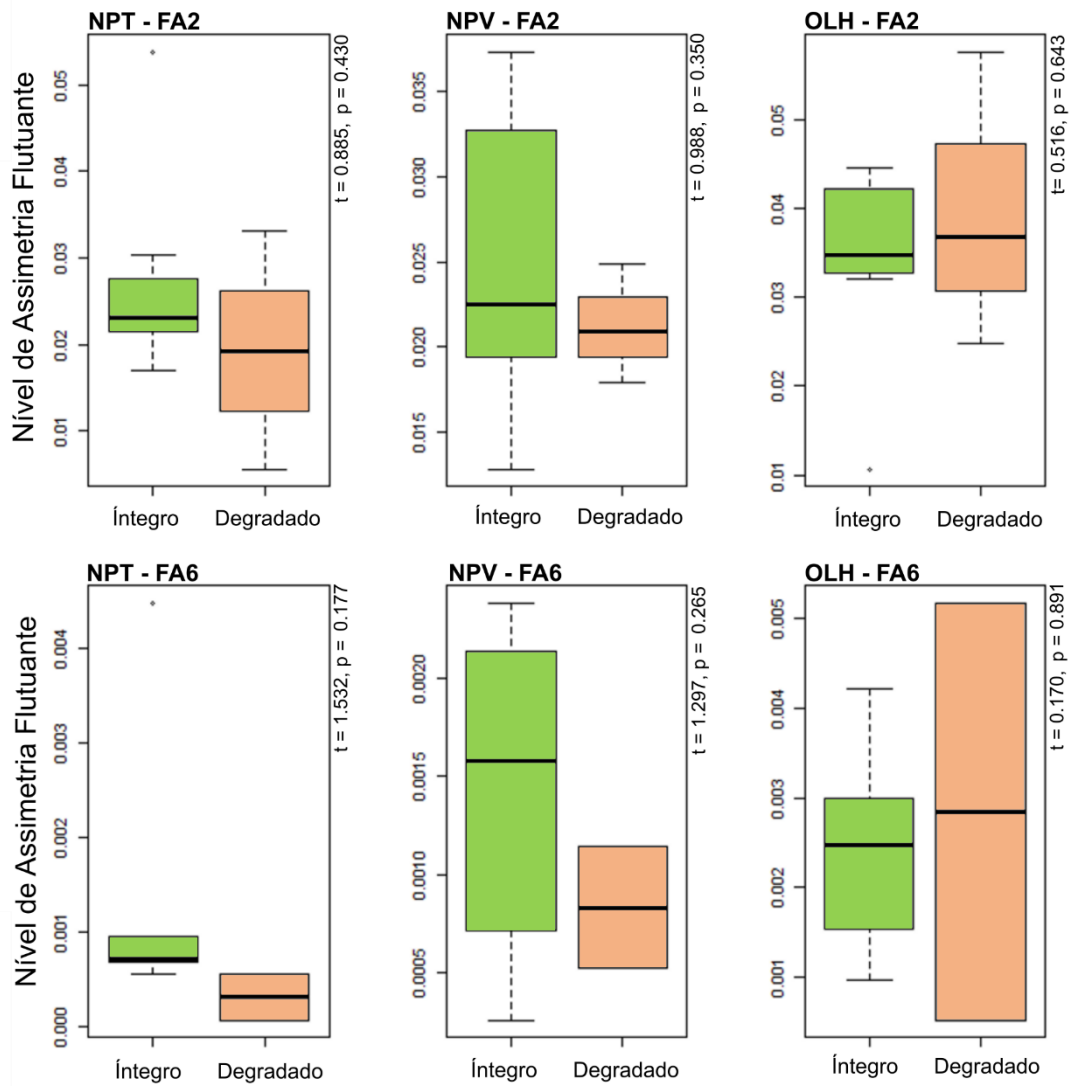
**Figura 8.** Comparação do nível de assimetria em caracteres morfométricos (NTP, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) em comunidades de peixes em riachos íntegros e riachos degradados da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná, baseado: em todas as espécies de todas as comunidades (etapa I); apenas espécies presentes em ambos tratamentos (etapa II); apenas espécies abundantes ( $n > 20$ ) presentes em ambos tratamentos (etapa III).



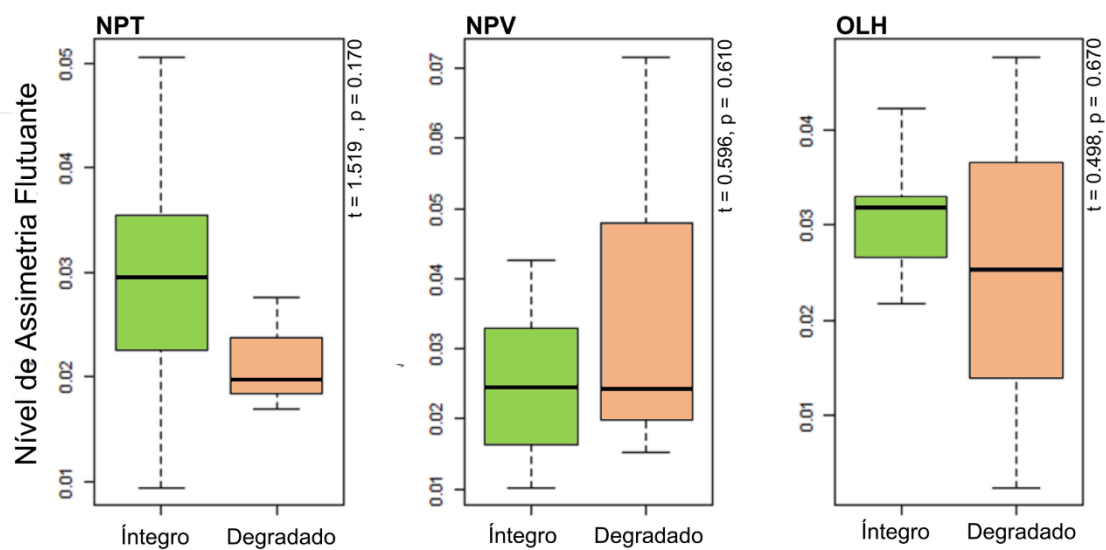
**Figura 9.** Comparação do nível de assimetria em caracteres merísticos (R\_NPT, raios da nadadeira peitoral; R\_NPV, raios da nadadeira pélvica) em comunidades de peixes em riachos íntegros e riachos degradados da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná, baseado: em todas as espécies de todas as comunidades (etapa I); apenas espécies presentes em ambos tratamentos (etapa II); apenas espécies abundantes ( $n > 20$ ) presentes em ambos tratamentos (etapa III).



**Figura 10.** Comparação do nível de assimetria, a partir dos índices FA2 e FA6, em caracteres morfométricos (NPT, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) da espécie *Knodus moenkhausii* entre riachos íntegros e riachos degradados da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná. \* $p = 0.05$ , \*\* $p < 0.05$ .



**Figura 11.** Comparação do nível de assimetria, a partir dos índices FA2 e FA6, em caracteres morfométricos (NTP, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) da espécie *Hypostomus ancistroides* entre riachos íntegros e riachos degradados da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná.



**Figura 12.** Comparação do nível de assimetria, a partir do índice FA2, em caracteres morfométricos (NTP, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) da espécie *Psalidodon* aff. *paranae* entre riachos íntegros e riachos degradados da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná.

#### 4 DISCUSSÃO

Neste estudo, avaliamos como múltiplos parâmetros de impacto antrópico, que afetam a dinâmica de paisagens e a estrutura do habitat físico de riachos, podem influenciar o nível de assimetria flutuante (AF) em comunidades de peixes. Este estudo é pioneiro em abordar o uso da assimetria flutuante como ferramenta para indicar potenciais mudanças na saúde de comunidades de peixes em ecossistemas dulcícolas brasileiros, especificamente na região do Cerrado, que vêm sofrendo profundas alterações advindas do crescimento urbano e expansão da agricultura, levando a uma perda expressiva da vegetação nativa ao longo das últimas décadas (da Silva et al., 2013). Tais mudanças no uso e cobertura do solo são agentes que colocam em risco diversas facetas da biodiversidade, sendo considerada a pressão antrópica com maior potencial de levar a mudanças na biodiversidade em ecossistemas aquáticos lóticos tropicais neste século (Sala et al., 2000).

Testamos a partir de uma abordagem mais restrita (populações de espécies mais abundantes) até mais ampla (todos os indivíduos de todas as espécies mensuradas) (Cuervo & Restrepo, 2007), a hipótese de que a AF dos peixes aumenta em riachos com maior grau de degradação, levando em conta fatores de impacto antropogênico local e alterações no uso do solo na escala regional. Quando analisado as populações isoladamente, encontramos um aumento significativo na assimetria da nadadeira pélvica da piabinha *Knodus moenkhausii* em riachos mais degradados. Também encontramos diferenças marginalmente significativas no nível de AF para o diâmetro do olho desta espécie, com tendência a um caráter mais assimétrico em indivíduos presentes em riachos com alto grau de degradação. Para as demais espécies abundantes (o lambari *Psalidodon aff. paranae* e o cascudo *Hypostomus ancistroides*), o grau de distúrbio antrópico não afetou o nível de AF para nenhum dos caracteres.

*Knodus moenkhausii* é uma espécie de caracídeo onívora com tendência à insetivoria, alimentando-se de insetos autóctones e alóctones (Ceneviva-Bastos &



Casatti, 2007; de Carvalho et al., 2020). As variáveis de impacto antrópico que compõem o índice de distúrbio integrado (IDI) utilizado expressam a diminuição da cobertura vegetal, com conseqüente diminuição do aporte de itens de origem terrestre, e o aumento da entrada de sedimento fino em suspensão na coluna d'água e depositado no leito (Burdon et al., 2013; Dala-Corte et al., 2016). Tal condição encontrada nos riachos mais degradados pode ter gerado estresse durante o desenvolvimento nos pares de olhos e de nadadeiras da espécie, atributos que estão ligados ao comportamento dos peixes na procura e aquisição de alimento e à estabilidade natatória, respectivamente (Gatz, 1979). Apesar de relatos que apontam a espécie como oportunista (Ceneviva-Bastos & Casatti, 2007), a detecção de AF em atributos ecologicamente importantes pode indicar a tendência das populações declinarem ao longo do tempo, dado à redução da aptidão dos indivíduos afetados pelo estresse (Allenbach et al., 1999; Tocts et al., 2016). Habitualmente, as espécies que são distribuídas regularmente dentro de um gradiente ambiental são bons modelos para detectar variações na simetria corporal a partir da instabilidade de desenvolvimento (Graham, 2021). No caso de *K. moenkhausii*, a presença de AF pode mostrar indícios de desequilíbrio no ecossistema a partir dos efeitos causados pelas mudanças no uso e cobertura do solo.

Por outro lado, apesar de apresentar requerimentos ecológicos semelhantes a *K. moenkhausii* (Abelha et al., 2006), não detectamos diferenças no nível de AF em nenhum caracter de *P. aff. paranae* de acordo com o grau de distúrbio. Observamos que *A. aff. paranae* não ocorreu de forma regular entre os tratamentos (íntegro versus degradado), tendo sido registrado em 90% dos riachos menos degradados e em apenas 30% dos riachos mais degradados, sendo que apenas um riacho enquadrado como degradado foi potencialmente habitado ( $n > 1$ , tabela S2). Uma interpretação plausível para a menor concentração de indivíduos de *P. aff. paranae* em riachos mais degradados seria o estado mais avançado de depauperação de suas populações, ou

seja, antigas populações podem ter exibido assimetria em função do estresse antrópico, e declinado ao longo do tempo. Tal fator pode ter minimizado a detecção da AF na espécie no momento atual, não refletindo diretamente as alterações locais e regionais em populações mais afetadas. Outros fatores ecológicos, tais como aspectos reprodutivos e de migração da espécie, podem estar relacionados aos padrões observados. No entanto, necessitamos de mais conhecimento sobre história natural dessas espécies para aprofundar melhor a interpretação de nossos achados.

Em relação à *H. ancistroides*, a perda de vegetação, o aumento do aporte de sedimento e a maior entrada de nutrientes pode ter favorecido o crescimento e proliferação de algas, fatores que podem ter beneficiado o estabelecimento da espécie, que é raspadora de perifíton (Bojsen & Barriga, 2002). A maior incidência de luz, resultado do desflorestamento, também pode ter proporcionado aumento no crescimento de macrófitas aquáticas, usadas como refúgio e abrigo pela espécie. Já foi relatado que *H. ancistroides* tende a ocorrer em riachos com tais características físicas e ambientais (Alvarenga et al., 2021). Ao mesmo tempo, riachos florestados, com maior complexidade de substrato e velocidade de correnteza, são altamente benéficos para a espécie, que apresenta um aparato morfológico especializado para este tipo de habitat. A plasticidade da espécie em lidar com o ambiente possivelmente explica a ausência de variação na AF dos indivíduos em riachos com diferentes graus de degradação.

Como mencionado anteriormente, também avaliamos variações na assimetria dos caracteres em nível de comunidade sob três graus de refinamento. Ao contrário das nossas previsões, não encontramos diferenças na assimetria dos caracteres entre tratamentos para nenhuma das etapas. Mesmo levando em conta a variação na composição, abundância de indivíduos e a presença/ausência das espécies em ambos tratamentos, a AF não foi um indicativo de alteração no nível de comunidade em resposta ao conjunto de fatores de degradação avaliados no estudo. Diferentemente de outras abordagens que avaliam a AF em nível de comunidades (Anciaes & Marini, 2000;

Cuervo & Restrepo, 2007; Henriques & Cornelissen, 2019; Weller & Ganzhorn, 2004), agrupamos mais de uma ordem em nossas análises (Characiformes, Cichliformes, Cyprinodontiformes e Siluriformes). É provável que, dado à alta variabilidade de grupos taxonômicos e funcionais, a origem da instabilidade de desenvolvimento variasse de acordo com o atributo-espécie específico (Didde & Rivera, 2019), onde algumas estruturas podem estar mais susceptíveis ao amortecimento de ruídos durante o desenvolvimento (Klingenberg, 2019). Em estudos de AF em comunidades que agrupam representantes de uma mesma ordem (Anciaes & Marini, 2000; Cuervo & Restrepo, 2007), observou-se que o nível de AF aumenta conforme o grau de impacto antrópico aumenta (i.e., fragmentação de matas nativas), independentemente da diferença na origem do desenvolvimento dos caracteres analisados.

Quanto ao nível de AF em caracteres merísticos, nenhuma espécie ou comunidade apresentou diferenças significativas com o aumento da antropização nos riachos. Além disso, destacamos que a contagem de raios das nadadeiras peitorais e pélvicas dos representantes da ordem Siluriformes (*Corydoras difluviatilis*, *Cetopsorhamdia iheringi*, *Hypostomus ancistroides* e *Microlepidogaster arachas*) e a contagem de raios da nadadeira pélvica de *Astyanax lacustris*, *Characidium gomesi*, *Geophagus gr. brasiliensis*, *Oligosarcus pinto* e *Piabarcus stramineus* não sofreram nenhum grau de desvio de simetria, totalizando exatamente a mesma quantidade de raios para cada lado em todos os indivíduos. Historicamente, os caracteres merísticos tem sido amplamente usados em estudos de assimetria flutuante em peixes (Allenbach, 2011), uma vez que são fáceis de se obter e são menos enviesados pelo erro de medida (Palmer & Strobeck, 1986), além de proporcionarem melhor refinamento ao atuar em conjunto com os caracteres morfométricos (Estes et al., 2006). No entanto, a eficiência da escolha dos caracteres merísticos ainda é debatida (Swain, 1987). É possível que as alterações físicas no ambiente causadas pelas pressões antrópicas avaliadas neste

estudo não tenham sido suficientemente agudas para causar instabilidade no desenvolvimento nos raios das nadadeiras, dado à robustez destes atributos.

Outras variáveis de estresse não avaliadas no estudo também podem dar origem a desvios na estabilidade de desenvolvimento (Graham et al., 2010; Sanseverino & Nessimian, 2008), que vão desde alterações físico-químicas da água advindos da poluição (Seixas et al., 2016) a influências biológicas desarmônicas como a predação (Trokovic et al., 2012) e o parasitismo (Bergstrom & Reimchen, 2005). O efeito da alteração antrópica da paisagem sobre a AF possui resultados mistos em diferentes grupos taxonômicos. Em um estudo realizado em riachos no estado de Geórgia (EUA) (Lutterschmidt et al., 2016), foram documentados indivíduos de peixes com caracteres mais assimétricos no riacho mais urbanizado, apesar de não haver correlação entre o nível de AF com os tratamentos e com o grau de poluição da água. Para anfíbios, também considerados organismos altamente sensíveis a alterações no ambiente (Becker et al., 2007; Beebee & Griffiths, 2005), a eficácia da uso da AF como estimador da instabilidade de desenvolvimento frente a mudanças no uso do solo e impacto local é inconsistente entre estudos. Por exemplo, já foi relatado aumento da assimetria de características relacionados à aptidão em populações de girinos e sapos adultos com o uso intensivo da terra para atividades agrícolas (Costa et al., 2017). Por outro lado, outros estudos demonstraram que o nível de AF em populações de sapos adultos afetadas pela ocupação humana na paisagem não diferiu daquelas populações que ocorrem em áreas pouco antropizadas (Eterovick et al., 2016).

Em situações específicas, caracteres de algumas espécies e comunidades do nosso estudo exibiram uma mistura de AF e Assimetria Direcional (AD), e optamos por excluí-las das análises comparativas. A evidência de AD já foi relatada em diversos estudos (Cuervo & Restrepo, 2007; Eisemberg & Bertoluci, 2016; Telhado et al., 2017), e pode acumular vieses ao ser incorporado junto à AF para indicar instabilidade de desenvolvimento em organismos (Palmer, 1994; Palmer & Strobeck, 1992). Em muitos

casos, a AD pode surgir a partir de erro humano ao mensurar os lados esquerdo e direito de uma estrutura de forma diferencial (Palmer & Strobeck, 1986). Uma das soluções é utilizar caracteres que apresentem alta repetibilidade e confiança, diminuindo a frequência do erro de medida entre lados e entre eventos de medida, especialmente de atributos já previamente testados (Kozlov et al., 2017). Para peixes e outros grupos animais, estudos que testam a repetibilidade de medida em conjuntos grandes de caracteres são praticamente inexistentes. Outro fator a ser destacado é a qualidade do material biológico a ser mensurado em estudos de AF. Grande parte dos peixes de corpo liso coletados no estudo, como os bagres da ordem Siluriformes, não foram mensurados pela alta incidência de nadadeiras dobradas ou danificadas, o que pode ter mascarado parte do efeito observado entre o grau de distúrbio e o nível de AF entre populações e entre comunidades.

Enfrentamos uma grande escassez de conhecimento sobre a biologia e história natural de peixes de riachos. Grupos altamente diversificados e amplamente distribuídos no Brasil, tais como os Characiformes e os Siluriformes (Buckup, 2021), por exemplo, permanecem pouco representados em estudos sobre AF (Allenbach, 2011; Green & Lochmann, 2006; Gross et al., 2004). Apesar do estado crítico, ecossistemas aquáticos continentais ainda permanecem altamente negligenciados em planos de conservação no país (Frederico et al., 2021; Leal et al., 2020). Compreender melhor aspectos biológicos e ecológicos das espécies, como a distribuição, reprodução, alimentação, seleção de habitat e nível de tolerância ambiental, pode nos ajudar a prever como estruturas de comunidades podem ser afetadas frente ao panorama atual das ameaças à biodiversidade aquática (Dudgeon et al., 2006; Reid et al., 2019). Neste contexto, o Cerrado representa um valioso laboratório natural, uma vez que possui alto endemismo e sofre duramente com a perda de diversidade a partir da conversão de áreas naturais em agricultura, pasto e áreas urbanas. Entender como espécies

respondem aos estressores de origem antrópica na região pode gerar subsídios para delimitar áreas prioritárias para a conservação.

Apesar de haver grande pressão exercida nas comunidades aquáticas a partir de alterações na paisagem e a conseqüente perda de complexidade estrutural, grande parte dos resultados encontrados no estudo não corroboram as nossas hipóteses. Ao passo que caracteres morfométricos em populações de *K. moenkhausii* responderam parcialmente aos efeitos negativos da ação humana sobre os riachos, não detectamos diferença de assimetria entre comunidades. Neste aspecto, encorajamos explorar o potencial da AF como ferramenta de avaliação biológica, desenvolvendo mais estudos que avaliem o estresse ambiental em comunidades. Utilizar metodologias sofisticadas como a morfometria geométrica (Benitez et al., 2020; Klingenberg, 2015), índices compostos de assimetria (Leung et al., 2000; Seixas et al., 2016), e selecionar conjuntos de caracteres que refletem a origem da instabilidade de desenvolvimento entre espécies de forma semelhante, atuarão em conjunto para aprofundar nossas observações. Os peixes são excelentes modelos biológicos para estudos em biomonitoramento (Resh, 2008), e possuem potencial de aplicação em sistemas experimentais *ex situ* (Allenbach et al., 1999; Green & Lochmann, 2006), já testado sob uma variedade de grupos taxonômicos e estressores (Beasley et al., 2013; Costa & Nomura, 2016). Recomendamos também que mais estudos avaliem a AF sob uma perspectiva temporal (Michaelsen et al., 2015), incorporando o efeito de estressores agudos resultante de eventos catastróficos, por exemplo, como o rompimento de barragens de rejeitos (Salvador et al., 2020), para fomentar o entendimento de outros tipos de resposta biológica associada à perda multifacetada da biodiversidade. Por fim, enfatizamos a urgência de desenvolver mais pesquisas sobre história natural e ecologia básica de peixes. Tal avanço é necessário para incorporar e ponderar informações de grupos funcionais e de grau de tolerância ambiental em diferentes formas de quantificar a AF em estudos de impacto antrópico, além de outras infinitudes de aplicações.

**FINANCIAMENTO**

Agência Nacional de Energia Elétrica e Companhia Energética de Minas Gerais (P&D ANEEL/CEMIG GT599 – Projeto Proecos) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Abelha, M. C. F., Goulart, E., Kashiwaqui, E. A. L., & da Silva, M. R. (2006). *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes : Characidae) in the Alagados Reservoir, Parana, Brazil: diet composition and variation [Article]. *Neotropical Ichthyology*, 4(3), 349-356. <https://doi.org/10.1590/s1679-62252006000300006>
- Allenbach, D. M. (2011). Fluctuating asymmetry and exogenous stress in fishes: a review [Review]. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21(3), 355-376. <https://doi.org/10.1007/s11160-010-9178-2>
- Allenbach, D. M., Sullivan, K. B., & Lydy, M. J. (1999). Higher fluctuating asymmetry as a measure of susceptibility to pesticides in fishes [Article]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(5), 899-905. <https://doi.org/10.1002/etc.5620180512>
- Alvarenga, L. R. P., Pompeu, P. S., Leal, C. G., Hughes, R. M., Fagundes, D. C., & Leitao, R. P. (2021). Land-use changes affect the functional structure of stream fish assemblages in the Brazilian Savanna [Article]. *Neotropical Ichthyology*, 19(3), 21, Article e210035. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0035>
- Anciaes, M., & Marini, M. A. (2000). The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of Brazilian tropical forests [Article]. *Journal of Applied Ecology*, 37(6), 1013-1028. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00554.x>
- Baccaro, C. A., Medeiros, S. M., Ferreira, I. L., & Rodrigues, S. C. (2004). Mapeamento Geomorfológico da Bacia do Rio Araguari (MG). In S. Lima & R. Santos (Eds.), *Gestão Ambiental da Bacia do Rio Araguari - rumo ao desenvolvimento sustentável* (pp. 1-20). Uberlândia: CNPq.
- Beasley, D. E., Bonisoli-Alquati, A., & Mousseau, T. A. (2013). The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: A meta-analysis [Article]. *Ecological Indicators*, 30, 218-226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.024>
- Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R. F., & Prado, P. I. (2007). Habitat split and the global decline of amphibians [Article]. *Science*, 318(5857), 1775-1777. <https://doi.org/10.1126/science.1149374>
- Beebee, T. J. C., & Griffiths, R. A. (2005). The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? [Review]. *Biological Conservation*, 125(3), 271-285. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.009>
- Benitez, H. A., Lemic, D., Villalobos-Leiva, A., Bazok, R., Ordenes-Claveria, R., Zivkovic, I. P., & Mikac, K. M. (2020). Breaking Symmetry: Fluctuating Asymmetry and



- Geometric Morphometrics as Tools for Evaluating Developmental Instability under Diverse Agroecosystems [Review]. *Symmetry-Basel*, 12(11), 13, Article 1789. <https://doi.org/10.3390/sym12111789>
- Bergstrom, C. A., & Reimchen, T. E. (2005). Habitat dependent associations between parasitism and fluctuating asymmetry among endemic stickleback populations [Article]. *Journal of Evolutionary Biology*, 18(4), 939-948. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2005.00930.x>
- Bojsen, B. H., & Barriga, R. (2002). Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams [Article]. *Freshwater Biology*, 47(11), 2246-2260. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00956.x>
- Buckup, P. A. (2021). Taxonomia e filogenia de peixes de riachos brasileiros. In E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, & R. P. Leitão (Eds.), *Ecologia de Peixes de Riacho* (Vol. 25, pp. 34). Oecologia Australis. <https://doi.org/https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.01>
- Burdon, F. J., McIntosh, A. R., & Harding, J. S. (2013). Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams [Article]. *Ecological Applications*, 23(5), 1036-1047. <https://doi.org/10.1890/12-1190.1>
- Ceneviva-Bastos, M., & Casatti, L. (2007). Feeding opportunism of *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): an abundant species in streams of northwestern in the state of São Paulo, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 97(1), 9-15.
- Ceneviva-Bastos, M., & Casatti, L. (2014). Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: Evidences from a field experiment in Brazil [Article]. *Limnologica*, 46, 9-21. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.11.005>
- Costa, R. N., & Nomura, F. (2016). Measuring the impacts of Roundup Original((R)) on fluctuating asymmetry and mortality in a Neotropical tadpole [Article]. *Hydrobiologia*, 765(1), 85-96. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2404-0>
- Costa, R. N., Sole, M., & Nomura, F. (2017). Agropastoral activities increase fluctuating asymmetry in tadpoles of two neotropical anuran species [Article]. *Austral Ecology*, 42(7), 801-809. <https://doi.org/10.1111/aec.12502>
- Cuervo, A. M., & Restrepo, C. (2007). Assemblage and population-level consequences of forest fragmentation on bilateral asymmetry in tropical montane birds [Article]. *Biological Journal of the Linnean Society*, 92(1), 119-133. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2007.00884.x>

- Cunico, A. M., & Gubiani, E. A. (2017). Effects of land use on sediment composition in low-order tropical streams [Article]. *Urban Ecosystems*, 20(2), 415-423. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0603-8>
- da Silva, C. R., de Souza, K. B., & Furtado, W. F. (2013). Evaluation of the Progress of Intensive Agriculture in the Cerrado Piauiense - Brazil [Proceedings Paper]. *2013 International Conference on Agricultural and Natural Resources Engineering (Icanre 2013)*, 5, 51-+. <https://doi.org/10.1016/j.ieri.2013.11.069>
- Daga, V. S., Azevedo-Santos, V. M., Pelicice, F. M., Fearnside, P. M., Perbiche-Neves, G., Paschoal, L. R. P., . . . Vitule, J. R. S. (2020). Water diversion in Brazil threatens biodiversity [Article]. *Ambio*, 49(1), 165-172. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01189-8>
- Dala-Corte, R. B., Giam, X., Olden, J. D., Becker, F. G., Guimaraes, T. D., & Melo, A. S. (2016). Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands [Article]. *Freshwater Biology*, 61(11), 1921-1934. <https://doi.org/10.1111/fwb.12825>
- de Carvalho, D. R., Alves, C. B. M., Moreira, M. Z., & Pompeu, P. S. (2020). Trophic diversity and carbon sources supporting fish communities along a pollution gradient in a tropical river [Article]. *Science of the Total Environment*, 738, 13, Article 139878. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139878>
- de Carvalho, D. R., Leal, C. G., Junqueira, N. T., de Castro, M. A., Fagundes, D. C., Alves, C. B. M., . . . Pompeu, P. S. (2017). A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams [Article]. *Ecological Indicators*, 77, 386-396. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.032>
- de Mello, K., Valente, R. A., Randhir, T. O., dos Santos, A. C. A., & Vettorazzi, C. A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone [Article]. *Catena*, 167, 130-138. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- Didde, R. D., & Rivera, G. (2019). Patterns of fluctuating asymmetry in the limbs of anurans [Article]. *Journal of Morphology*, 280(4), 587-592. <https://doi.org/10.1002/jmor.20967>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Leveque, C., . . . Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges [Review]. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182. <https://doi.org/10.1017/s1464793105006950>
- Eisemberg, C. C., & Bertoluci, J. (2016). Fluctuating asymmetry in populations of the South American frog *Physalaemus cuvieri* (Leptodactylidae) in areas with

- different degrees of disturbance [Article]. *Journal of Natural History*, 50(23-24), 1503-1511. <https://doi.org/10.1080/00222933.2015.1130871>
- Eriksen, M. S., Espmark, A. M., Poppe, T., Braastad, B. O., Salte, R., & Bakken, M. (2008). Fluctuating asymmetry in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) juveniles: also a maternal matter? [Article]. *Environmental Biology of Fishes*, 81(1), 87-99. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9174-5>
- Estes, E. C. J., Katholi, C. R., & Angus, R. A. (2006). Elevated fluctuating asymmetry in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) from a river receiving paper mill effluent [Article]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(4), 1026-1033. <https://doi.org/10.1897/05-079r1.1>
- Eterovick, P. C., Sloss, B. L., Scalzo, J. A. M., & Alford, R. A. (2016). Isolated. frogs in a crowded world: Effects of human-caused habitat loss on frog heterozygosity and fluctuating asymmetry [Article]. *Biological Conservation*, 195, 52-59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.036>
- Evangelista, I. R., dos Santos, L. N., & dos Santos, A. (2019). Effects of temperature and salinity on bilateral symmetry of *Eugerres brasiliensis* (Cuvier, 1830) larvae: Implications for Brazilian mojarra rearing [Article]. *Aquaculture*, 512, 6, Article 734327. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734327>
- Evangelista, I. R., dos Santos, L. N., & dos Santos, A. (2020). Influence of salinity, temperature and photoperiod on eye asymmetry of *Amphirion ocellaris* larvae [Article]. *Aquaculture*, 521, 5, Article 734976. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.734976>
- Frederico, R. G., Dias, M. S., Jezequel, C., Tedesco, P. A., Hugueny, B., Zuanon, J., . . . Oberdorff, T. (2021). The representativeness of protected areas for Amazonian fish diversity under climate change [Article]. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(5), 1158-1166. <https://doi.org/10.1002/aqc.3528>
- Friberg, N., Bonada, N., Bradley, D. C., Dunbar, M. J., Edwards, F. K., Grey, J., . . . Woodward, G. (2011). Biomonitoring of Human Impacts in Freshwater Ecosystems: The Good, the Bad and the Ugly. In G. Woodward (Ed.), *Advances in Ecological Research*, Vol 44 (Vol. 44, pp. 1-68). Elsevier Academic Press Inc. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374794-5.00001-8>
- Gatz, A. J. (1979). Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21, 91-124.
- Graham, J. H. (2021). Fluctuating Asymmetry and Developmental Instability, a Guide to Best Practice [Review]. *Symmetry-Basel*, 13(1), 8, Article 9. <https://doi.org/10.3390/sym13010009>

- Graham, J. H., Emlen, J. M., & Freeman, D. C. (1993). Developmental stability and its applications in ecotoxicology. *Ecotoxicology*, 2(3), 175-184.
- Graham, J. H., Raz, S., Hel-Or, H., & Nevo, E. (2010). Fluctuating Asymmetry: Methods, Theory, and Applications [Review]. *Symmetry-Basel*, 2(2), 466-540. <https://doi.org/10.3390/sym2020466>
- Green, C. C., & Lochmann, S. E. (2006). Fluctuating asymmetry and condition in golden shiner (*Notemigonus crysoleucas*) and channel catfish (*Ictalurus punctatus*) reared in sublethal concentrations of isopropyl methylphosphonic acid [Article]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(1), 58-64. <https://doi.org/10.1897/04-554r.1>
- Gross, M. C., Schneider, C. H., Matiello, M. C. D., Leite, M. D., Bertollo, L. A. C., & Artoni, R. F. (2004). Population structure, fluctuating asymmetry and genetic variability in an endemic and highly isolated *Astyanax* fish population (Characidae) [Article]. *Genetics and Molecular Biology*, 27(4), 529-535. <https://doi.org/10.1590/s1415-47572004000400011>
- Henriques, N. R., & Cornelissen, T. (2019). Wing asymmetry of a butterfly community: is altitude a source of stress? [Article]. *Community Ecology*, 20(3), 252-257. <https://doi.org/10.1556/168.2019.20.3.5>
- Ilha, P., Schiesari, L., Yanagawa, F. I., Jankowski, K., & Navas, C. A. (2018). Deforestation and stream warming affect body size of Amazonian fishes [Article]. *Plos One*, 13(5), 20, Article e0196560. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196560>
- Kaufmann, P. R., Levine, P., Robison, P., Seeliger, C., & Peck, D. (1999). *Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams*.
- Klingenberg, C. P. (2015). Analyzing Fluctuating Asymmetry with Geometric Morphometrics: Concepts, Methods, and Applications [Review]. *Symmetry-Basel*, 7(2), 843-934. <https://doi.org/10.3390/sym7020843>
- Klingenberg, C. P. (2019). Phenotypic Plasticity, Developmental Instability, and Robustness: The Concepts and How They Are Connected [Article]. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 15, Article 56. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00056>
- Klingenberg, C. P., & Nijhout, H. F. (1999). Genetics of fluctuating asymmetry: A developmental model of developmental instability [Article]. *Evolution*, 53(2), 358-375. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1999.tb03772.x>
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado [Article]. *Conservation Biology*, 19(3), 707-713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>

- Kozlov, M. V., Cornelissen, T., Gavrikov, D. E., Kunavin, M. A., Lama, A. D., Milligan, J. R., . . . Zvereva, E. L. (2017). Reproducibility of fluctuating asymmetry measurements in plants: Sources of variation and implications for study design [Article]. *Ecological Indicators*, 73, 733-740. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.033>
- Leal, C. G., Lennox, G. D., Ferraz, S. F. B., Ferreira, J., Gardner, T. A., Thomson, J. R., . . . Barlow, J. (2020). Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species [Article]. *Science*, 370(6512), 117-+. <https://doi.org/10.1126/science.aba7580>
- 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 [Article]. *Ecography*, 41(1), 219-232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>
- Leung, B., Forbes, M. R., & Houle, D. (2000). Fluctuating asymmetry as a bioindicator of stress: Comparing efficacy of analyses involving multiple traits [Article]. *American Naturalist*, 155(1), 101-115. <https://doi.org/10.1086/303298>
- Ligeiro, R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Macedo, D. R., Firmiano, K. R., Ferreira, W. R., . . . Callisto, M. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness [Article]. *Ecological Indicators*, 25, 45-57. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.004>
- Lutterschmidt, W. I., Martin, S. L., & Schaefer, J. F. (2016). Fluctuating Asymmetry in Two Common Freshwater Fishes as a Biological Indicator of Urbanization and Environmental Stress within the Middle Chattahoochee Watershed [Article]. *Symmetry-Basel*, 8(11), 17, Article 124. <https://doi.org/10.3390/sym8110124>
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ferreira, W. R., Firmiano, K. R., Silva, D. R. O., Ligeiro, R., . . . Callisto, M. (2016). Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams [Article]. *Ecological Indicators*, 64, 132-141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.019>
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ligeiro, R., Ferreira, W. R., Castro, M. A., Junqueira, N. T., . . . Callisto, M. (2014). The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams [Article]. *Landscape Ecology*, 29(6), 1001-1016. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0036-9>

- Marques, J. F., Costa, J. L., & Cabral, H. N. (2005). Variation in bilateral asymmetry of the Lusitanian toadfish along the Portuguese coast [Article]. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(3), 205-209. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00627.x>
- Michaelsen, S., Schaefer, J., & Peterson, M. S. (2015). Fluctuating Asymmetry in *Menidia beryllina* before and after the 2010 Deepwater Horizon Oil Spill [Article]. *Plos One*, 10(2), 11, Article e0118742. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118742>
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villegger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances [Review]. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities [Article]. *Nature*, 403(6772), 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., . . . Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity [Article]. *Nature*, 520(7545), 45-+. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Ostbye, K., Oxnevad, S. A., & Vollestad, L. A. (1997). Developmental stability in perch (*Perca fluviatilis*) in acidic aluminium-rich lakes [Article]. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 75(6), 919-928. <https://doi.org/10.1139/z97-110>
- Palmer, A. R. (1994). Fluctuating asymmetry analyses: a primer. In *Developmental instability: its origins and evolutionary implications* (pp. 335-364). Springer.
- Palmer, A. R., & Strobeck, C. (1986). Fluctuating Asymmetry - Measurement, analysis, patterns [Review]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 391-421. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.002135>
- Palmer, A. R., & Strobeck, C. (1992). Fluctuating asymmetry as a measure of developmental stability: implications of non-normal distributions and power of statistical tests. *Acta Zoologica Fennica*, 191(5772), 13.
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing* In (Version 4.2.0) R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rawer-Jost, C., Zenker, A., & Bohmer, J. (2004). Reference conditions of German stream types analysed and revised with macro invertebrate [Article]. *Limnologica*, 34(4), 390-397. [https://doi.org/10.1016/s0075-9511\(04\)80008-2](https://doi.org/10.1016/s0075-9511(04)80008-2)



- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., . . . Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity [Review]. *Biological Reviews*, *94*(3), 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Resh, V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs [Article]. *Environmental Monitoring and Assessment*, *138*(1-3), 131-138. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9749-4>
- Rocha, P. C., Leal, A. C., de Araújo, R. R., Di Mauro, C. A., Ribeiro, W. C., & Mehmood, H. (2020). Water resources: status and management challenges. In C. D. Metcalfe, M. L. Menone, P. Collins, & J. G. Tundisi (Eds.), *The Paraná River Basin: Managing Water Resources to Sustain Ecosystem Services*. Routledge.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., . . . Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 [Review]. *Science*, *287*(5459), 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Salvador, G. N., Leal, C. G., Brejao, G. L., Pessali, T. C., Alves, C. B. M., Rosa, G. R., . . . Montag, L. F. D. (2020). Mining activity in Brazil and negligence in action [Article]. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *18*(2), 137-142. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.05.003>
- Sanseverino, A. M., & Nessimian, J. L. (2008). Fluctuating asymmetry in aquatic organisms and its application to evaluation of environmental impacts. *Oecologia Australis*, *12*(3), 382-405.
- Seixas, L. B., Conte, C. A., & dos Santos, A. (2021). How much fluctuating asymmetry in fish is affected by mercury concentration in the Guanabara Bay, Brazil? [Article]. *Environmental Science and Pollution Research*, *28*(9), 11183-11194. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11240-x>
- Seixas, L. B., dos Santos, A., & dos Santos, L. N. (2016). Fluctuating asymmetry: A tool for impact assessment on fish populations in a tropical polluted bay, Brazil [Article]. *Ecological Indicators*, *71*, 522-532. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.024>
- Seixas, L. B., Dos Santos, L. N., & Dos Santos, A. (2021). Fluctuating asymmetry and organosomatic indexes in fish: the Corocoro grunt as a case study (Haemulidae) [Article]. *Anais Da Academia Brasileira De Ciencias*, *93*, 12, Article e20210520. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120210520>
- Soares-Filho, B., Rajao, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., . . . Alencar, A. (2014). Cracking Brazil's Forest Code [Editorial Material]. *Science*, *344*(6182), 363-364. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>

- Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38(6), 913-920.
- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>
- Swain, D. P. (1987). A problem with the use of meristic characters to estimate developmental stability [Note]. *American Naturalist*, 129(5), 761-768. <https://doi.org/10.1086/284671>
- Telhado, C., Silveira, F. A. O., Fernandes, G. W., & Cornelissen, T. (2017). Fluctuating asymmetry in leaves and flowers of sympatric species in a tropical montane environment [Article]. *Plant Species Biology*, 32(1), 3-12. <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12122>
- Tetreault, G. R., Brown, C. J. M., Bennett, C. J., Oakes, K. D., McMaster, M. E., & Servos, M. R. (2013). Fish community responses to multiple municipal wastewater inputs in a watershed [Article]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9(3), 456-468. <https://doi.org/10.1002/ieam.1364>
- Tofts, A. M. S., Johnson, D. W., & Carter, A. J. R. (2016). Strong nonlinear selection against fluctuating asymmetry in wild populations of a marine fish [Article]. *Evolution*, 70(12), 2899-2908. <https://doi.org/10.1111/evo.13092>
- Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S., & Villeger, S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread [Article]. *Scientific Reports*, 6, 9, Article 22125. <https://doi.org/10.1038/srep22125>
- Trokovic, N., Herczeg, G., Ab Ghani, N. I., Shikano, T., & Merila, J. (2012). High levels of fluctuating asymmetry in isolated stickleback populations [Article]. *Bmc Evolutionary Biology*, 12, 9, Article 115. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-12-115>
- Van Valen, L. (1962). A study of fluctuating asymmetry. *Evolution*, 125-142.
- Villeger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., & Vanni, M. J. (2017). Functional ecology of fish: current approaches and future challenges [Article]. *Aquatic Sciences*, 79(4), 783-801. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- Wantzen, K. M., Siqueira, A., Da Cunha, C. N., & De Sa, M. (2006). Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme [Article]. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(7), 713-732. <https://doi.org/10.1002/aqc.807>



- Weller, B., & Ganzhorn, J. U. (2004). Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient [Article]. *Basic and Applied Ecology*, 5(2), 193-201. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00220>
- Winemiller, K. O., Montana, C. G., Roelke, D. L., Cotner, J. B., Montoya, J. V., Sanchez, L., . . . Layman, C. A. (2014). Pulsing hydrology determines top-down control of basal resources in a tropical river-floodplain ecosystem [Article]. *Ecological Monographs*, 84(4), 621-635. <https://doi.org/10.1890/13-1822.1>



Tabela S1 (continuação).

Táxon	Riachos Íntegros										Riachos Degradados										TOTAL
	PA12	PA16	PA47	PA54	PA75	PA100	PA144	PA203	PA375	PA7308	PA55	PA95	PA128	PA139	PA228	PA240	PA368	PA5612	PA9757	PA15048	
<b>CICHLIFORMES</b>																					
<b>Cichlidae</b>																					
<i>Cichlasoma paranaense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Geophagus gr. brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	19	-	-	-	4	-	-	-	-	1	-	-	24
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>																					
<b>Poeciliidae</b>																					
<i>Phalloceros harpagos</i>	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	-	-	-	542	-	-	-	-	13	586
<i>Poecilia reticulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	69	-	-	-	-	8	-	-	85
<b>GYMNOTIFORMES</b>																					
<b>Gymnotidae</b>																					
<i>Gymnotus sylvius</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	8	1	-	-	-	-	-	-	1	11
<b>SILURIFORMES</b>																					
<b>Challichthyidae</b>																					
<i>Corydoras difluviatilis</i>	2	-	-	-	-	-	-	12	-	-	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28
<b>Heptapteridae</b>																					
<i>Cetopsorhamdia hieringi</i>	-	3	-	1	-	-	-	4	6	-	1	3	-	-	-	-	1	-	-	-	19
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<i>Rhamdia quelen</i>	-	-	1	-	1	2	12	4	1	-	11	-	-	1	-	5	1	1	-	-	40
<i>Rhamdiopsis sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<b>Loricariidae</b>																					
<i>Hypostomus ancistroides</i>	6	1	4	-	-	21	10	15	20	-	-	6	-	-	-	35	1	-	-	-	119
<i>Microlepidogaster arachas</i>	2	-	1	-	-	-	-	-	14	2	-	-	-	-	-	-	-	25	-	-	44
<i>Neoplecostomus sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<b>Trichomycteridae</b>																					
<i>Trichomycterus spp.</i>	6	3	-	1	2	12	16	52	66	27	-	17	-	-	-	10	4	-	24	-	238
<b>TOTAL</b>	<b>39</b>	<b>151</b>	<b>55</b>	<b>182</b>	<b>21</b>	<b>181</b>	<b>384</b>	<b>176</b>	<b>499</b>	<b>114</b>	<b>52</b>	<b>99</b>	<b>139</b>	<b>71</b>	<b>117</b>	<b>552</b>	<b>58</b>	<b>20</b>	<b>64</b>	<b>21</b>	<b>2969</b>

**Tabela S2.** Matriz de quantificação das espécies de peixes mensuradas por ponto amostral (PA) e entre tratamentos (riachos íntegros e riachos degradados) coletados na Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná.

Táxon	Riachos Íntegros										Riachos Degradados										TOTAL
	PA12	PA16	PA47	PA54	PA75	PA100	PA144	PA203	PA375	PA7308	PA55	PA95	PA128	PA139	PA228	PA240	PA368	PA5612	PA9757	PA15048	
<b>CHARACIFORMES</b>																					
<b>Characidae</b>																					
<i>Astyanax lacustris</i>	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	-	-	-	-	3	-	-	9
<i>Astyanax</i> sp. 1	-	-	-	-	1	-	-	-	53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	54
<i>Bryconamericus turiuba</i>	1	-	-	4	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	26
<i>Hemigrammus parana</i>	-	-	-	-	-	17	-	-	-	-	1	7	-	-	-	-	-	-	-	-	25
<i>Knodus moenkhausii</i>	-	-	39	53	-	24	-	-	-	-	45	48	-	-	-	7	12	-	-	5	233
<i>Oligosarcus pintoii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	4
<i>Piabarchus stramineus</i>	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
<i>Piabina argentea</i>	1	-	2	56	-	13	1	3	-	-	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	83
<i>Psalidodon aff. paranae</i>	2	86	-	1	9	12	72	42	43	56	-	-	-	1	92	-	-	-	1	-	417
<i>Psalidodon cf. fasciatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	1	-	-	-	-	-	11
<b>Crenuchidae</b>																					
<i>Characidium gomesi</i>	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7
<b>Parodontidae</b>																					
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	-	8	-	5	-	27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40
<b>CICHLIFORMES</b>																					
<b>Cichlidae</b>																					
<i>Geophagus gr. brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-	4	-	-	-	-	1	-	-	13
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>																					
<b>Poeciliidae</b>																					
<i>Phalloceros harpagos</i>	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	50	-	-	-	-	62
<i>Poecilia reticulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	5	-	25
<b>SILURIFORMES</b>																					
<b>Callichthyidae</b>																					
<i>Corydoras difluviatilis</i>	1	-	-	-	-	-	-	5	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17
<b>Heptapteridae</b>																					
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	-	1	-	-	-	-	-	4	3	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	11
<b>Loricariidae</b>																					
<i>Hypostomus ancistroides</i>	6	1	4	-	-	17	10	13	15	-	-	5	-	-	-	-	29	1	-	-	101
<i>Microlepidogaster arachas</i>	2	-	1	-	-	-	-	-	8	2	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	33

**Tabela S3.** Padrão de AF (normalidade de distribuição com média igual a zero e dependência da AF relativa em relação ao tamanho médio do carácter do comprimento da nadadeira peitoral (NPT), comprimento da nadadeira pélvica (NPV) e diâmetro do olho (OLH) por ponto amostral (PA) da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná. KS-d = teste estatístico para testar a normalidade dos dados e detectar a presença de antissimetria; t = teste estatísticos para testar a média zero da distribuição e detectar a presença de assimetria direcional; F = teste estatístico para testar a dependência de AF em relação ao tamanho médio do carácter). Valores em negrito ( $p < 0.05$ ) representam caracteres com desvios de assimetria flutuante ideal ou com dependência de AF em relação ao tamanho médio do carácter.

Local	Nível de distúrbio	Normalidade						Média igual a zero						FA x tamanho do carácter					
		NPT		NPV		OLH		NPT		NPV		OLH		NPT		NPV		OLH	
		KS-d	p	KS-d	p	KS-d	p	t	p	t	p	t	p	F	p	F	p	F	p
PA12	Íntegro	0.098	0.980	0.160	0.626	0.162	0.616	3.015	<b>0.007</b>	0.177	0.861	2.932	<b>0.009</b>	1.455	0.243	1.154	0.297	2.656	0.121
PA16	Íntegro	0.077	0.625	0.102	0.269	0.075	0.659	0.334	0.739	1.168	0.246	0.397	0.692	0.184	0.669	0.122	0.728	0.196	0.659
PA47	Íntegro	0.106	0.619	0.127	0.419	0.066	0.986	0.476	0.636	0.556	0.581	2.654	<b>0.011</b>	1.664	0.204	0.107	0.745	1.386	0.245
PA54	Íntegro	0.098	0.191	0.083	0.374	0.080	0.418	2.019	<b>0.046</b>	0.007	0.316	0.748	0.456	5.111	<b>0.026</b>	0.948	0.332	0.241	0.624
PA75	Íntegro	0.163	0.916	0.092	0.990	0.164	0.912	1.571	0.151	1.057	0.318	1.389	0.198	3.275	0.108	0.996	0.348	2.230	0.174
PA100	Íntegro	0.057	0.847	0.066	0.687	0.081	0.434	0.008	0.994	0.071	0.943	1.901	0.060	2.030	0.157	0.825	0.366	2.510	0.116
PA144	Íntegro	0.047	0.989	0.040	0.990	0.056	0.956	1.953	0.054	3.901	<b>0.000</b>	1.706	0.092	1.535	0.219	0.979	0.325	2.392	0.126
PA203	Íntegro	0.101	0.315	0.078	0.633	0.078	0.659	0.421	0.675	0.038	0.970	1.872	0.065	0.582	0.448	4.159	<b>0.045</b>	10.788	<b>0.001</b>
PA375	Íntegro	0.063	0.686	0.064	0.667	0.051	0.892	2.145	<b>0.034</b>	3.231	<b>0.002</b>	0.573	0.568	4.637	<b>0.033</b>	3.291	0.072	24.054	<b>0.000</b>
PA7308	Íntegro	0.059	0.981	0.115	0.395	0.121	0.364	3.599	<b>0.001</b>	1.368	0.177	0.894	0.375	1.996	0.163	3.521	0.066	1.318	0.256
PA55	Degradado	0.249	0.095	0.182	0.429	0.080	0.990	0.362	0.721	0.077	0.940	1.261	0.221	0.188	0.669	0.062	0.805	0.060	0.808
PA95	Degradado	0.142	0.146	0.059	0.967	0.057	0.984	0.553	0.582	0.729	0.469	0.270	0.788	0.388	0.536	105.890	<b>0.000</b>	4.816	<b>0.032</b>
PA128	Degradado	0.173	<b>0.043</b>	0.129	0.235	0.070	0.923	1.276	0.207	0.173	0.864	0.409	0.684	0.156	0.694	2.468	0.121	0.152	0.699
PA139	Degradado	0.147	0.702	0.148	0.697	0.136	0.781	0.946	0.355	1.649	0.115	1.846	0.080	0.081	0.779	2.590	0.124	0.854	0.367
PA228	Degradado	0.065	0.816	0.091	0.418	0.072	0.717	1.525	0.131	2.646	<b>0.010</b>	0.009	0.993	0.105	0.746	2.507	0.117	0.003	0.955
PA240	Degradado	0.112	0.562	0.114	0.539	0.113	0.542	1.058	0.295	2.539	<b>0.014</b>	0.852	0.398	2.487	0.121	0.893	0.349	0.719	0.401
PA368	Degradado	0.098	0.844	0.155	0.317	0.097	0.856	1.086	0.285	1.400	0.171	2.699	<b>0.011</b>	10.014	<b>0.003</b>	0.457	0.504	0.014	0.907
PA5612	Degradado	0.126	0.918	0.166	0.678	0.159	0.728	0.577	0.572	0.938	0.362	1.129	0.275	4.339	0.055	0.642	0.435	24.054	<b>0.000</b>
PA9757	Degradado	0.230	0.084	0.111	0.812	0.115	0.777	0.618	0.541	0.024	0.981	2.229	<b>0.034</b>	0.806	0.377	1.505	0.230	0.182	0.673

**Tabela S4.** Padrão de AF (normalidade de distribuição com média igual a zero e dependência da AF relativa em relação ao tamanho médio do carácter do comprimento da nadadeira peitoral (NPT), comprimento da nadadeira pélvica (NPV) e diâmetro do olho (OLH) por espécie de peixes da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná. KS-d = teste estatístico para testar a normalidade dos dados e detectar a presença de antissimetria; t = teste estatísticos para testar a média zero da distribuição e detectar a presença de assimetria direcional; F = teste estatístico para testar a dependência de AF em relação ao tamanho médio do carácter). Valores em negrito ( $p < 0.05$ ) representam caracteres com desvios de assimetria flutuante ideal ou com dependência de AF em relação ao tamanho médio do carácter.

Espécie	Normalidade						Média igual a zero						FA x tamanho do carácter					
	NPT		NPV		OLH		NPT		NPV		OLH		NPT		NPV		OLH	
	KS-d	p	KS-d	p	KS-d	p	t	p	t	p	t	p	F	p	F	p	F	p
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	0.080	0.945	0.123	0.586	0.112	0.702	1.488	0.145	1.642	0.109	4.003	<b>0.000</b>	0.000	0.984	0.011	0.917	7.797	<b>0.008</b>
<i>Astyanax lacustris</i>	0.188	0.851	0.164	0.939	0.140	0.984	0.483	0.642	0.264	0.799	0.156	0.880	0.102	0.075	0.042	0.134	0.014	0.457
<i>Astyanax</i> sp. 1	0.071	0.928	0.100	0.653	0.088	0.793	1.265	0.211	1.496	0.141	1.287	0.204	0.060	0.308	0.989	0.325	0.118	0.732
<i>Bryconamericus turiuba</i>	0.090	0.977	0.150	0.574	0.140	0.663	1.216	0.236	1.511	0.144	1.576	0.128	2.830	0.106	1.222	0.280	0.033	0.858
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	0.227	0.548	0.145	0.951	0.116	0.994	1.445	0.179	0.599	0.562	1.015	0.334	0.234	0.145	0.113	0.063	0.072	<b>0.000</b>
<i>Characidium gomesi</i>	0.186	0.934	0.255	0.666	0.142	0.994	0.307	0.769	0.163	0.876	2.054	0.086	0.002	0.731	0.000	0.905	0.000	0.679
<i>Corydoras difluviatilis</i>	0.246	0.214	0.142	0.839	0.190	0.510	0.267	0.793	0.757	0.460	0.999	0.333	0.217	0.402	0.028	0.434	0.002	0.756
<i>Geophagus</i> gr. <i>brasiliensis</i>	0.165	0.815	0.121	0.978	0.160	0.843	0.360	0.725	1.516	0.155	1.582	0.140	1.081	<b>0.005</b>	0.005	0.607	0.034	<b>0.017</b>
<i>Hemigrammus parana</i>	0.114	0.961	0.168	0.666	0.108	0.976	0.393	0.699	0.562	0.582	2.370	<b>0.031</b>	1.861	0.193	0.689	0.420	2.135	0.165
<i>Hypostomus ancistroides</i>	0.100	0.524	0.102	0.496	0.095	0.593	1.939	0.057	0.495	0.622	1.785	0.079	6.329	<b>0.014</b>	0.183	0.670	5.104	<b>0.027</b>
<i>Knodus moenkhausii</i>	0.085	0.379	0.099	0.204	0.038	0.996	0.062	0.951	0.134	0.894	2.927	<b>0.004</b>	0.184	0.669	0.168	0.683	0.180	0.672
<i>Microlepidogaster arachas</i>	0.141	0.926	0.255	0.310	0.167	0.807	0.014	0.989	0.351	0.732	0.910	0.381	0.001	0.982	0.694	0.422	0.004	0.948
<i>Oligosarcus pintoii</i>	0.209	0.981	0.287	0.809	0.334	0.658	2.329	0.102	0.346	0.753	1.011	0.387	0.036	0.233	0.005	0.437	0.002	0.258
<i>Phalloceros harpagos</i>	0.089	0.711	0.084	0.780	0.115	0.389	0.384	0.702	1.805	0.076	0.645	0.521	0.000	0.889	0.009	0.166	0.005	0.109
<i>Piabarchus stramineus</i>	0.337	0.767	0.275	0.939	0.215	0.994	1.516	0.269	1.416	0.293	1.106	0.384	0.088	0.532	0.018	<b>0.015</b>	0.004	0.609
<i>Piabina argentea</i>	0.081	0.663	0.093	0.523	0.116	0.262	3.070	<b>0.003</b>	0.119	0.906	0.612	0.542	0.002	0.969	0.223	0.638	4.064	<b>0.047</b>
<i>Poecilia reticulata</i>	0.198	0.247	0.134	0.714	0.124	0.789	0.339	0.737	0.275	0.786	1.411	0.171	0.020	0.580	0.006	0.369	0.000	0.956
<i>Psalidodon</i> aff. <i>paranae</i>	0.063	0.160	0.047	0.479	0.040	0.683	1.235	0.218	2.151	<b>0.032</b>	2.141	<b>0.033</b>	1.636	0.202	6.396	<b>0.012</b>	14.063	<b>0.000</b>
<i>Psalidodon</i> cf. <i>fasciatus</i>	0.207	0.660	0.272	0.328	0.116	0.994	0.131	0.898	0.567	0.583	0.520	0.614	0.001	0.870	0.002	0.872	0.001	0.579

**Tabela S5.** Padrão de AF (normalidade de distribuição com média igual a zero e dependência da AF relativa em relação ao tamanho médio do carácter) do número de raios da nadadeira peitoral (R\_NPT) e número de raios da nadadeira pélvica (R\_NPV) por ponto amostral (PA) da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná. KS-d = teste estatístico para testar a normalidade dos dados e detectar a presença de antissimetria; t = teste estatísticos para testar a média zero da distribuição e detectar a presença de assimetria direcional; NA = Ausência de variação na contagem de raios entre os lados esquerdo e direito.

Local	Nível de Distúrbio	Normalidade				Média igual a zero			
		R_NPT		R_NPV		R_NPT		R_NPV	
		KS-d	p	KS-d	p	t	p	t	p
PA12	Íntegro	0.400	0.003	1.000	0.000	0.000	1.000	NA	NA
PA16	Íntegro	0.403	0.000	0.530	0.000	0.071	0.944	1.000	0.320
PA47	Íntegro	0.458	0.000	1.000	0.000	0.000	1.000	NA	NA
PA54	Íntegro	0.387	0.000	0.467	0.000	0.061	0.951	0.447	0.656
PA75	Íntegro	1.000	0.000	1.000	0.000	NA	NA	NA	NA
PA100	Íntegro	0.437	0.000	0.504	0.000	0.381	0.704	0.576	0.566
PA144	Íntegro	0.384	0.000	0.509	0.000	0.101	0.919	1.321	0.190
PA203	Íntegro	0.442	0.000	0.489	0.000	1.057	0.293	1.370	0.174
PA375	Íntegro	0.429	0.000	0.479	0.000	0.390	0.697	0.942	0.348
PA7308	Íntegro	0.445	0.000	1.000	0.000	1.923	0.059	NA	NA
PA55	Degradado	0.458	0.000	0.539	0.000	0.539	0.595	1.000	0.328
PA95	Degradado	0.479	0.000	0.522	0.000	1.457	0.150	0.747	0.458
PA128	Degradado	0.374	0.000	0.540	0.000	1.655	0.103	1.761	0.083
PA139	Degradado	0.430	0.001	0.539	0.000	1.402	0.176	1.000	0.329
PA228	Degradado	0.413	0.000	0.461	0.000	2.049	0.043	1.130	0.262
PA240	Degradado	0.438	0.000	1.000	0.000	1.023	0.311	NA	NAA
PA368	Degradado	0.525	0.000	0.472	0.000	2.092	0.044	0.000	1.000
PA5612	Degradado	0.342	0.038	1.000	0.000	1.431	0.172	NA	NA
PA9757	Degradado	0.472	0.000	1.000	0.000	1.000	0.326	NA	NA
PA15048	Degradado	1.000	0.000	1.000	0.000	NA	NA	NA	NA

**Tabela S6.** Padrão de AF (normalidade de distribuição com média igual a zero e dependência da AF relativa em relação ao tamanho médio do carácter) do número de raios da nadadeira peitoral (R\_NPT) e número de raios da nadadeira pélvica (R\_NPV) por espécie de peixes da Unidade Hidrológica de Nova Ponte, Alto Rio Paraná. KS-d = teste estatístico para testar a normalidade dos dados e detectar a presença de antissimetria; t = teste estatísticos para testar a média zero da distribuição e detectar a presença de assimetria direcional; NA = Ausência de variação na contagem de raios entre os lados esquerdo e direito.

Espécie	Normalidade				Média igual a zero			
	R_NPT		R_NPV		R_NPT		R_NPV	
	KS-d	p	KS-d	p	t	p	t	p
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	0.422	0.000	0.538	0.000	0.347	0.731	1.000	0.324
<i>Astyanax lacustris</i>	0.519	0.016	1.000	0.000	1.000	0.347	NA	NA
<i>Astyanax</i> sp. 1	0.423	0.000	0.428	0.000	0.293	0.771	0.382	0.704
<i>Bryconamericus turiuba</i>	0.407	0.000	0.539	0.000	0.785	0.440	1.000	0.327
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	1.000	0.000	1.000	0.000	NA	NA	NA	NA
<i>Characidium gomesi</i>	0.265	0.711	1.000	0.000	0.334	0.750	NA	NA
<i>Corydoras difluviatilis</i>	1.000	0.000	1.000	0.000	NA	NA	NA	NA
<i>Geophagus</i> gr. <i>brasiliensis</i>	0.391	0.037	1.000	0.000	2.736	0.018	NA	NA
<i>Hemigrammus parana</i>	0.489	0.000	0.465	0.000	0.359	0.723	0.569	0.574
<i>Hypostomus ancistroides</i>	1.000	0.000	1.000	0.000	NA	NA	NA	NA
<i>Knodus moenkhausii</i>	0.403	0.000	0.489	0.000	1.383	0.168	0.895	0.372
<i>Microlepidogaster arachas</i>	1.000	0.000	1.000	0.000	NA	NA	NA	NA
<i>Oligosarcus pintoii</i>	1.000	0.001	1.000	0.001	NA	NA	NA	NA
<i>Phalloceros harpagos</i>	0.434	0.000	0.534	0.000	0.920	0.361	1.000	0.321
<i>Piabarchus stramineus</i>	0.385	0.766	1.000	0.005	2.000	0.184	NA	NA
<i>Piabina argentea</i>	0.412	0.000	0.508	0.000	0.181	0.857	1.000	0.320
<i>Poecilia reticulata</i>	0.375	0.002	0.539	0.000	1.460	0.157	1.000	0.327
<i>Psalidodon</i> cf. <i>fasciatus</i>	0.478	0.000	0.382	0.081	0.606	0.545	0.530	0.608
<i>Psalidodon</i> aff. <i>paranae</i>	0.405	0.000	0.478	0.000	1.419	0.157	0.606	0.545



**Tabela S7.** Coeficiente de correlação  $r$  (repetibilidade) e erro de medida (EM;  $r - 1$ ) para as medidas dos lados esquerdo (E) e direito (D) da nadadeira peitoral (NPT), comprimento da nadadeira pélvica (NPV) e diâmetro do olho (OLH) para as espécies com mais de 10 indivíduos mensurados.  $F$  = valores estatísticos da análise de variância (ANOVA) utilizada para testar a significância do  $r$ ;  $gl$  = graus de liberdade da análise.

Espécie	Atributo	EM		$r$		F (gl)		p	
		E	D	E	D	E	D	E	D
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	NPT	0.01	0.01	0.99	0.99	24.411 (18)	26.81 (18)	0.000	0.000
	NPV	0.04	0.02	0.96	0.98	14.431 (18)	19.016 (18)	0.000	0.000
	OLH	0.12	0.07	0.88	0.93	8.0627 (18)	10.809 (18)	0.000	0.000
<i>Bryconamericus turiuba</i>	NPT	0.01	0.01	0.99	0.99	43.212 (22)	37.184 (22)	0.000	0.000
	NPV	0.01	0.01	0.99	0.99	34.708 (22)	34.423 (22)	0.000	0.000
	OLH	0.04	0.03	0.96	0.97	16.929 (22)	18.29 (22)	0.000	0.000
<i>Hemigrammus parana</i>	NPT	0.17	0.17	0.83	0.83	5.8445 (15)	5.822 (15)	0.000	0.000
	NPV	0.06	0.07	0.94	0.93	10.782 (15)	9.8363 (15)	0.000	0.000
	OLH	0.17	0.09	0.83	0.91	5.669 (15)	8.7243 (15)	0.000	0.000
<i>Hypostomus ancistroides</i>	NPT	0.00	0.00	1.00	1.00	218.25 (59)	149.86 (59)	0.000	0.000
	NPV	0.00	0.00	1.00	1.00	175.68 (59)	120.65 (59)	0.000	0.000
	OLH	0.02	0.02	0.98	0.98	40.939 (59)	41.093 (59)	0.000	0.000
<i>Knodus moenkhausii</i>	NPT	0.03	0.01	0.97	0.99	43.651 (99)	68.514 (99)	0.000	0.000
	NPV	0.03	0.03	0.97	0.97	41.01 (99)	38.311 (99)	0.000	0.000
	OLH	0.07	0.06	0.93	0.94	25.428 (99)	27.472 (99)	0.000	0.000
<i>Microlepidogaster arachas</i>	NPT	0.00	0.01	1.00	0.99	54.897 (20)	34.915 (20)	0.000	0.000
	NPV	0.00	0.00	1.00	1.00	46.086 (20)	48.454 (20)	0.000	0.000
	OLH	0.05	0.09	0.95	0.91	13.364 (20)	10.117 (20)	0.000	0.000
<i>Piabina argentea</i>	NPT	0.00	0.00	1.00	1.00	70.66 (28)	79.009 (28)	0.000	0.000
	NPV	0.00	0.01	1.00	0.99	73.945 (28)	51.845 (28)	0.000	0.000
	OLH	0.01	0.02	0.99	0.98	31.44 (28)	29.143 (28)	0.000	0.000
<i>Psalidodon aff. paranae</i>	NPT	0.01	0.01	0.99	0.99	129.75 (205)	117.86 (205)	0.000	0.000
	NPV	0.01	0.01	0.99	0.99	94.066 (205)	89.601 (205)	0.000	0.000
	OLH	0.05	0.03	0.95	0.97	43.031 (205)	55.253 (205)	0.000	0.000

**Tabela S8.** Comparação do grau de assimetria flutuante (índice AF6) entre tratamentos (“Íntegro” x “Degradado”) dos caracteres morfométricos (NPT, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) e merísticos (R\_NPT, número de raios da nadadeira peitoral; R\_NPV, número de raios da nadadeira pélvica) em cada etapa de análise para comunidades (I, todas as espécies independente da ocorrência; II, apenas espécies presentes em ambos tratamentos; III, apenas espécies abundantes ( $n > 20$ ) presentes em ambos tratamentos).

Etapa	Riachos por tratamento	Atributo	Íntegro x Degradado	
			t	p
I	Íntegro (6) x Degradado (9)	NPT	0.948	0.373
	Íntegro (8) x Degradado (8)	NPV	0.714	0.494
	Íntegro (8) x Degradado (7)	OLH	1.391	0.219
	Íntegro (10) x Degradado (8)	R_NPT	0.948	0.373
	Íntegro (10) x Degradado (10)	R_NPV	0.892	0.390
II	Íntegro (6) x Degradado (8)	NPT	1.135	0.318
	Íntegro (7) x Degradado (7)	NPV	0.486	0.636
	Íntegro (7) x Degradado (5)	OLH	0.134	0.897
	Íntegro (10) x Degradado (8)	R_NPT	0.757	0.467
	Íntegro (10) x Degradado (10)	R_NPV	1.048	0.319
III	Íntegro (6) x Degradado (7)	NPT	0.156	0.880
	Íntegro (6) x Degradado (5)	NPV	0.206	0.843
	Íntegro (6) x Degradado (5)	R_NPT	0.842	0.444
	Íntegro (10) x Degradado (8)	R_NPV	0.236	0.816

**Tabela S9.** Comparação do grau de assimetria flutuante (índices AF2 e AF6) entre tratamentos (“Íntegro” x “Degradado”) dos caracteres morfométricos (NPT, comprimento da nadadeira peitoral; NPV, comprimento da nadadeira pélvica; OLH, diâmetro do olho) e merísticos (R\_NPT, número de raios da nadadeira peitoral; R\_NPV, número de raios da nadadeira pélvica) das espécies de maior amplitude de ocorrência ( $n > 20$  por tratamento). \* $p < 0.05$ , \*\**Hypostomus ancistroides* apresentou ausência absoluta de variação entre os lados esquerdo e direito em caracteres merísticos (R\_NPT e R\_NPV).

Espécie	Trait	Íntegro x Degradado			
		FA2		FA6	
		t	p	t	p
<i>Hypostomus ancistroides</i> **	NPT	0.885	0.430	1.532	0.177
	NPV	0.988	0.350	1.297	0.265
	OLH	0.516	0.643	0.170	0.891
<i>Knodus moenkhausii</i>	NPT	1.302	0.256	1.690	0.164
	NPV	2.939	<b>0.03*</b>	2.708	<b>0.04*</b>
	OLH	1.339	0.230	2.475	0.056
	R_NPT	1.349	0.238	1.069	0.343
	R_NPV	0.305	0.771	0.423	0.687
<i>Psalidodon aff. paranae</i>	NPT	1.519	0.170	-	-
	NPV	0.596	0.610	-	-
	OLH	0.498	0.670	-	-
	R_NPT	0.997	0.421	-	-
	R_NPV	0.864	0.409	-	-