

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

**Compreendendo a Influência da Qualidade  
Ambiental na Comunidade de Peixes de um Rio no  
Norte do Espírito Santo**

**Cristiane Alves da Silva do Nascimento**

**Vitória, ES**

Abril, 2019

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

**Compreendendo a Influência da Qualidade  
Ambiental na Comunidade de Peixes de um Rio no  
Norte do Espírito Santo**

**Cristiane Alves da Silva do Nascimento**

Orientador: Prof. Dr. Maurício Hostim Silva

Coorientador: Prof. Dr. Luiz Fernando Duboc

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em  
Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade  
Federal do Espírito Santo como requisito parcial para  
a obtenção do grau de Doutor em Biologia Animal

**Vitória, ES**

Abril, 2019

---

A474c Alves da Silva do Nascimento, Cristiane, 1988-  
Compreendendo a influência da qualidade ambiental na  
comunidade de peixes de um rio no norte do Espírito Santo /  
Cristiane Alves da Silva do Nascimento. - 2019.  
65 f. : il.

Orientador: Maurício Hostim Silva.  
Coorientador: Luiz Fernando Duboc da Silva.  
Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Universidade  
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e  
Naturais.

1. Ecologia. 2. Biodiversidade - Conservação. 3. Peixes de  
água doce. I. Hostim Silva, Maurício. II. Duboc da Silva, Luiz  
Fernando. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de  
Ciências Humanas e Naturais. IV. Título.

CDU: 57

---

Cristiane Alves da Silva do Nascimento

## **Compreendendo a influência da qualidade ambiental na comunidade de peixes de um rio no norte do Espírito Santo**

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

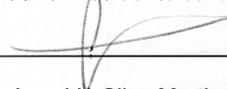
Aprovada em 23 de abril de 2019.

Comissão Examinadora:



Prof. Dr. Mauricio Hostim Silva (UFES)

Orientador e Presidente da Comissão



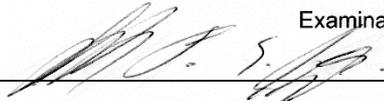
Prof. Dr. Agnaldo Silva Martins (UFES)

Examinador interno



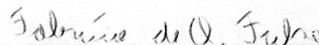
Profª. Dra. Érica Maria Pellegrini Caramaschi (UFRJ)

Examinadora externa



Prof. Dr. Leonardo Ferreira da Silva Ingenito (INMA)

Examinador externo



Prof. Dr. Fabrício de Andrade Fehse (CEUNES)

Examinador externo

“Não é a Terra que é frágil, nós é que somos frágeis. A natureza tem resistido a catástrofes muito maiores do que as que produzimos e nada do que fazemos a destruirá. Mas podemos facilmente nos destruir.”

James Lovelock

Dedico este trabalho à minha irmã Elisângela (*in memoriam*), o motivo da minha saudade diária.

## **AGRADECIMENTOS**

Este trabalho não teria sido possível sem a ajuda de muitas mãos amigas, por isso, gostaria de agradecer a todos que tornaram esse sonho realidade.

Agradeço a todos os colegas do Núcleo de Pesquisa em Peixes Continentais (NuPPEC) que me auxiliaram em campo e na triagem do material (não vou citar nomes para não me comprometer!).

Agradeço aos motoristas que nos levaram nas várias coletas, sempre disponíveis não só a nos levar, mas também a nos auxiliar com o transporte do material e com os registros fotográficos.

Agradeço ao meu esposo Murilo pela companhia e auxílio no laboratório durante os vários finais de semana e feriados em que tive que me dedicar às análises.

Aos membros da banca, sou grata por se disponibilizarem a participar da avaliação deste trabalho e por todas as contribuições dadas.

Aos meus orientadores, Maurício Hostim e Luiz Fernando Duboc, serei eternamente grata por terem aceitado o desafio de me orientar, por todo o suporte, atenção e compreensão que tiveram comigo durante todos estes anos.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, meu MUITO OBRIGADA!

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1: EM UMA BACIA ALTAMENTE DESFLORESTADA, UM PEQUENO FRAGMENTO DE MATA TRAZ INDÍCIOS DE MAIOR SUPORTE À COMUNIDADE DE PEIXES

**Tabela 1.** Dados abióticos, índices ecológicos e de diversidade de hábitat dos 30 pontos amostrados. Traços indicam ausência de dados coletados .....**13**

**Tabela 2.** Espécies coletadas nos 29 pontos amostrados no presente estudo com suas respectivas abundâncias. MD: IIH médio; BX: IIH baixo. São apresentados apenas os pontos onde houve coleta de peixes .....**14**

**Tabela 3.** Resultado da Análise de Correspondência Canônica para a comunidade de peixes do rio Itaúnas .....**15**

**Tabela 4.** Valores de Índice de Integridade de Hábitat (IIH) obtidos para os três pontos de coleta sazonal .....**18**

**Tabela 5.** Resultado da análise a posteriori do teste de Kruskal-Wallis para os FC's de *P. vivipara* .....**22**

**Tabela 6.** Resultado da análise a posteriori do teste de Kruskal-Wallis para os FCs de *G. brasiliensis* .....**23**

**Tabela 7.** Resultado da análise a posteriori do teste de Kruskal-Wallis para os FCs de *A. lacustris* .....**24**

### CAPÍTULO 2: PEQUENOS FRAGMENTOS DE MATA SUGEREM MANTER MAIOR ESTABILIDADE DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS EM SUPORTE ÀS COMUNIDADES DE PEIXES

**Tabela 1.** Número de indivíduos coletados das espécies analisadas. Povi= *Poecilia vivipara*, Geobra= *Geophagus brasiliensis*, Movi= *Moenkhausia vittata*, Astla= *Astyanax lacustris*, Astin= *Astyanax intermedium* .....**41**

**Tabela 2.** Padrões alimentares observados nos indivíduos de *Poecilia vivipara*, *Geophagus brasiliensis*, *Moenkhausia vittata*, *Astyanax lacustris* e *A. intermedium* amostrados nos pontos Floresta e Ponte durante as estações fria (F) e quente (Q), expressados em porcentagem do índice alimentar (%IA<sub>i</sub>). A guilda trófica é apresentada no início da tabela. ....**45**

**Tabela 3.** Resultados obtidos com o índice de Morisita adaptado no ponto Ponte para as espécies *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedium* (Astin) coletadas durante a estação quente. Valores em destaque indicam sobreposição alimentar alta .....**48**

**Tabela 4.** Resultados obtidos com o índice de Morisita adaptado no ponto Ponte para as espécies *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A.*

*lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas durante a estação fria. Valores em destaque indicam sobreposição alimentar alta .....**48**

**Tabela 5.** Resultados obtidos com o índice de Morisita adaptado no ponto Floresta para as espécies *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas durante a estação quente. Valores em destaque indicam sobreposição alimentar alta .....**49**

**Tabela 6.** Resultados obtidos com o índice de Morisita adaptado no ponto Ponte para as espécies *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas durante a estação fria. Valores em destaque indicam sobreposição alimentar alta. ....**49**

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1: EM UMA BACIA ALTAMENTE DESFLORESTADA, UM PEQUENO FRAGMENTO DE MATA TRAZ INDÍCIOS DE MAIOR SUPORTE À COMUNIDADE DE PEIXES

- Figura 1.** Mapa da bacia do rio Itaúnas com os locais demarcados para a amostragem. Os círculos preenchidos de preto indicam locais não amostrados por estarem secos, em vermelho são indicados os pontos com IIH baixo e em amarelos aqueles com IIH médio... ..6
- Figura 2.** Diagrama de ordenação da Análise de Correspondência Canônica entre os dados de riqueza de espécies e fatores ambientais (profundidade – PROF; temperatura – TEMP; condutividade – COND; e IIH) dos pontos amostrados na bacia do rio Itaúnas. Círculos cinzas indicam ambientes com Índice de Integridade de Hábitat médio e os quadrados em preto aqueles com IIH baixo.....16
- Figura 3.** Diagrama de dispersão da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para a comunidade de peixes da bacia do rio Itaúnas. Os dados ambientais representados são temperatura (TEMP), profundidade (PROF), condutividade (COND) e Índice de Integridade de Hábitat (IIH). Mi-mic: *Mimagoniates microlepis*; Ph-oce: *Phalloceros ocellatus*; As-sp1: *Astyanax* sp.1 aff. *A. intermedius*; Ch-cri: *Characidium* sp. "cricaré"; Mo-vit: *Moenkhausia vittata*; As-sp6: *Astyanax* sp.6; Au-cap: *Australoheros capixaba*; Ho-mal: *Hoplias malabaricus*; Po-viv: *Poecilia vivipara*; Ge-bra: *Geophagus brasiliensis*; As-lac: *Astyanax lacustris*; Po-ret: *Poecilia reticulata* .....17
- Figura 4.** Gráfico de Whittaker (*ranking*/abundância) obtido para as comunidades de peixes dos ambientes Ponte, Corredeira e Floresta .....19
- Figura 5.** Resultado obtido pela análise de Kruskal-Wallis para dados de uniformidade encontrados nos pontos Corredeira (CO), Floresta (FL) e Ponte (PO) durante o período de amostragem.....19
- Figura 6.** Comparação entre os dados de abundância através da análise de Kruskal-Wallis para os pontos Corredeira (CO), Floresta (FL) e Ponte (PO) ...20
- Figura 7.** Comparação entre os índices de diversidade de Shannon através da análise de Kruskal-Wallis para os três trechos de amostragem sazonal deste estudo. CO – Corredeira; FL – Floresta; PO – Ponte .....21
- Figura 8.** Análise de Kruskal-Wallis para fatores de condição de indivíduos de *Poecilia vivipara* coletados nos três trechos amostrados .....22

<b>Figura 9.</b> Comparação por Kruskal-Wallis de fatores de condição obtidos para indivíduos de <i>Geophagus brasiliensis</i> coletados nos trechos Corredeira, Floresta e Ponte durante o período de estudo .....	<b>23</b>
<b>Figura 10.</b> Resultado do teste de Kruskal-wallis para fatores de condição de espécimes de <i>Astyanax lacustris</i> coletados nos três trechos de amostragem sazonal .....	<b>24</b>
<b>Figura 11.</b> Análise de Cluster para abundância de espécies dos trechos Corredeira (CO), Floresta (FL) e Ponte (PO) durante o período de amostragem deste trabalho .....	<b>25</b>

**CAPÍTULO 2: PEQUENOS FRAGMENTOS DE MATA SUGEREM MAIOR ESTABILIDADE DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS EM SUPORTE AS COMUNIDADES DE PEIXES**

<b>Figura 1.</b> Mapa da região de estudo na bacia do rio Itaúnas. Os círculos preenchidos de vermelho indicam a localização dos pontos de coleta.....	<b>35</b>
<b>Figura 2.</b> Ponto Floresta, fragmento de mata secundária selecionado para a amostragem.....	<b>37</b>
<b>Figura 3.</b> Ponto Ponte, área desflorestada localizada à jusante .....	<b>37</b>
<b>Figura 4.</b> Comparação entre os Fatores de Condição (FC) de <i>Poecilia vivipara</i> ocorrente nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO) através do teste de Mann-Whitney.....	<b>42</b>
<b>Figura 5.</b> Comparação entre os Fatores de Condição (FC) de <i>Geophagus brasiliensis</i> com ocorrência nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO) através do teste de Mann-Whitney .....	<b>42</b>
<b>Figura 6.</b> Comparação, através do teste de Mann-Whitney, dos Fatores de Condição (FC) de indivíduos de <i>Moenkhausia vittata</i> coletados, simultaneamente, nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO) .....	<b>43</b>
<b>Figura 7.</b> Comparação, através do teste de Mann-Whitney, entre os Fatores de Condição (FC) de indivíduos de <i>Astyanax lacustris</i> coletados nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO) .....	<b>43</b>
<b>Figura 8.</b> Teste de Mann-Whitney para comparação entre os Fatores de Condição (FC) de espécimes de <i>Astyanax intermedius</i> coletados nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO) .....	<b>44</b>
<b>Figura 9.</b> Dendrograma de similaridade (distância de Bray-curtis) baseado nos IAs de <i>P. vivipara</i> (Povi), <i>G. brasiliensis</i> (Geobra), <i>M. vittata</i> (Movi), <i>A. lacustris</i> (Astla) e <i>A. intermedius</i> (Astin) coletadas no trecho Floresta durante as	

estações fria (azul) e quente (laranja). \* - Onívoro com tendência a herbivoria; \*\*  
- Onívoro com tendência a algivoria .....46

**Figura 10.** Dendrograma de similaridade (distância de Bray-curtis) baseado nos IAs de *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas no trecho Ponte durante as estações fria (azul) e quente (laranja). \* - Onívoro com tendência a herbivoria; \*\* - Onívoro com tendência a algivoria.....47

**Figura 11.** Amplitude de Nicho (índice de Levins) baseado nos IAs de *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletados nos trechos Floresta (A e B) e Ponte (C e D).....51

**Figura 12.** Estrutura trófica das assembleias de peixes coletadas nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO) durante as estações quente (Q) e fria (F). HER: herbívoro; INV AQ: invertívoro aquático; ALG: algívoro; MAL: malacófago; OMN: onívoro; INS AQ: insetívoro aquático .....52

**Figura 13.** Porcentagem de itens autóctones e alóctones ingeridos pelas espécies analisadas nos pontos Floresta (A e B) e Ponte (C e D) durante as estações quente e fria. Povi: *P. vivipara*; Geobra: *G. brasiliensis*; Movi: *M. vittata*; Astla: *A. lacustris*; Astin: *A. intermedius* .....53

## SUMÁRIO

PREFÁCIO .....	1
<i>CAPÍTULO 1: EM UMA BACIA ALTAMENTE DESFLORESTADA, UM PEQUENO FRAGMENTO DE MATA TRAZ INDÍCIOS DE MAIOR SUPORTE À COMUNIDADE DE PEIXES</i>	
RESUMO .....	3
INTRODUÇÃO .....	3
METODOLOGIA .....	5
Análise Espacial .....	7
Análise Sazonal .....	9
RESULTADOS.....	11
Análise Espacial .....	11
Análise Sazonal .....	18
DISCUSSÃO.....	26
REFERÊNCIAS .....	29
 <i>CAPÍTULO 2: PEQUENOS FRAGMENTOS DE MATA SUGEREM MANTER MAIOR ESTABILIDADE DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS EM SUPORTE ÀS COMUNIDADES DE PEIXES</i>	
RESUMO .....	32
INTRODUÇÃO.....	32
METODOLOGIA .....	34
RESULTADOS .....	41
DISCUSSÃO.....	54
REFERÊNCIAS .....	57
CONCLUSÃO GERAL .....	61
REFERÊNCIAS CITADAS NO PREFÁCIO .....	62
ANEXO I .....	63



## RESUMO

A Mata Atlântica vem sendo substituída para diversas atividades econômicas e, dentre os responsáveis pela modificação dos ambientes aquáticos, a agricultura e a fixação de cidades próximos aos recursos hídricos são duas das principais fontes de danos às bacias hidrográficas, causando alterações no canal, redução da disponibilidade de habitats, extinção de espécies, dentre outros. Este trabalho teve como objetivo I - verificar se em uma bacia amplamente degradada é possível detectar diferenças na ecologia de comunidades ictiofaunísticas entre ambientes com diferentes níveis de integridade; e II - avaliar a alimentação de espécies de peixes ocorrentes em dois trechos de um rio altamente impactado no norte do estado do Espírito Santo, com o intuito de entender se, em um rio degradado, um pequeno trecho de mata ripária é suficiente para manter a qualidade da vida aquática que ali habita. O trabalho foi realizado na porção do rio Itaúnas localizado no estado do Espírito Santo. Neste rio os maiores indicadores de impacto antrópico foram a presença de espécies alóctones, ausência de pontos com Índice de Integridade de Habitat dentro da classe alto e dominância de espécies tolerantes. Índícios de menor qualidade do ponto mais impactado estão nos resultados obtidos com o fator de condição e o baixo número de guildas tróficas, seguido de um grande número de espécies com sobreposições alimentares altas, um indicativo de maior homogeneização do ambiente e oferta de poucos itens alimentares. A alimentação, tanto no ambiente florestado quanto no mais impactado, foi predominantemente autóctone, indicando que a bacia do rio Itaúnas está degradada no todo. Porém, presença de um maior número de guildas no ambiente florestado pode ser um indicativo de que um pequeno fragmento de mata ainda apresenta nuances que indicam que este é um local que oferece mais recursos a serem explorados pela comunidade de peixes. É possível concluir que, mesmo em ambientes altamente degradados, os pequenos fragmentos de mata são importantes para a manutenção da biota aquática, uma vez que se mantêm mais estáveis e oferecem uma maior gama de nichos a serem explorados.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica, degradação, alimentação, diversidade.

## **ABSTRACT**

The Atlantic rainforest has been substituted for several economic activities and, among those responsible for the modification of aquatic environments, agriculture and the establishment of cities near water resources are two of the main sources of damages to the river basins, causing changes in the channel, reduction the availability of habitats, extinction of species, among others. The objective of this study was I - to verify if in a largely degraded basin it is possible to detect differences in the ecology of ichthyofaunistic communities between environments with different levels of integrity; and II - to evaluate the feeding of fish species occurring in two parts of a highly impacted river in the north of the state of Espírito Santo, in order to understand if, in a degraded river, a small stretch of riparian forest is sufficient to maintain the quality of the aquatic life that lives there. The study was carried out in the Itaúnas river located in the state of Espírito Santo. In this river the greatest indicators of anthropic impact were the presence of alien species, absence of points with Habitat Integrity Index within the high class and dominance of tolerant species. Signs of lower quality of the most impacted point are in the results obtained with the condition factor and the low number of trophic guilds, followed by a large number of species with high food overlays, an indicative of greater homogenization of the environment and supply of few food items. Feeding in both the forested and impacted environments was predominantly autochthonous, indicating that the Itaúnas river basin is degraded to the whole. However, the presence of a greater number of guilds in the forested environment may be indicative that a small fragment of forest still presents nuances that indicates that this is a place that offers more resources to be explored by the fish community. It is possible to conclude that, even in highly degraded environments, small forest fragments are important for the maintenance of the aquatic biota, since they remain more stable and offer a greater range of niches to be explored.

**Key words:** Atlantic rainforest, degradation, feeding, diversity.

## PREFÁCIO

A Mata Atlântica sempre fez parte da história do Brasil, tendo sido explorada desde o descobrimento do país até o presente momento e sido substituída por diversas atividades econômicas. Tal ambiente teve uma drástica redução de suas formações vegetais e, por isso, é considerado um dos tipos florestais mais ameaçados do mundo (Campanili e Prochnow, 2006). É um dos ecossistemas mais diversos, designado como Patrimônio da Humanidade pela ONU, pois poucos locais na Terra abrigam tantas espécies, muitas das quais ainda não foram descobertas pela ciência (Duboc e Abilhoa, 2003). Estima-se que atualmente somente cerca de dois a cinco por cento de todo o ecossistema mata atlântica permaneça inalterado, e nessas áreas os pequenos riachos de florestas são permanentes e abrigam uma grande diversidade de plantas e animais aquáticos (Campalini e Prochnow, 2006).

No Espírito Santo, o relevo pouco ondulado ao longo da região norte do estado permitiu seu desmatamento quase completo, sendo que atualmente pouco do território é coberto por mata, restrita a parques estaduais e Reservas. A degradação desse ambiente, principalmente ao longo dos rios, vem causando assoreamento em parte de suas bacias hidrográficas.

Dentre os rios altamente impactados, destaca-se o rio Itaúnas, cujas nascentes estão localizadas no extremo norte do estado e que tem como principal problema a ameaça à disponibilidade hídrica, devido ao desmatamento e erosão das margens (UFV, 2008). A região no entorno da bacia tem como principais usos do solo a pecuária, piscicultura, mineração, agricultura, com foco na monocultura de pimenta-do-reino, café, cana-de-açúcar e eucalipto (UFV, *op cit.*), o que afeta ainda mais este corpo hídrico. O jornal de maior circulação do estado do Espírito Santo, em sua edição do dia 07 de abril de 2019, destacou o risco de haver seca dos rios da região norte caso não se adotem ações com o intuito de proteger esses corpos hídricos. Nesta reportagem houve destaque para o rio Itaúnas, tendo sido apontado que mais de 90% da demanda hídrica desta bacia é para a irrigação e que o diagnóstico da região apontou baixa qualidade da água, inclusive para o consumo. Ainda foi dito que apenas 9,5% da bacia possui cobertura vegetal, havendo áreas com risco de desertificação (A Gazeta, 2019).

Como a única forma de haver um plano de recuperação eficaz da bacia é através de pesquisas com o enfoque no conhecimento de sua biota, com o intuito de gerar informações que sensibilizem a opinião pública quanto à atual situação da bacia do rio Itaúnas, esta tese teve como objetivo avaliar padrões e possíveis processos que estão levando este rio ao estágio atual de baixa qualidade hídrica, utilizando como ferramenta a comunidade de peixes que ocorrem ao longo desta drenagem.

## Capítulo 1

### EM UMA BACIA ALTAMENTE DESFLORESTADA, UM PEQUENO FRAGMENTO DE MATA TRAZ INDÍCIOS DE MAIOR SUPORTE À COMUNIDADE DE PEIXES

Cristiane A. S. Nascimento, Maurício H. Silva e Luiz F. Duboc

#### RESUMO

Dentre os responsáveis pela modificação dos ambientes aquáticos, a agricultura e a fixação de cidades próximos aos recursos hídricos são duas das principais fontes de danos aos rios. Muitos estudos têm sido focados na comparação entre ambientes preservados e aqueles com diversos graus de perturbação antrópica, mas são escassos ou ausentes aqueles que têm como objetivo entender a importância e o papel de pequenos fragmentos de mata secundária em rios altamente impactados. Com isso, o objetivo do presente estudo foi verificar se em uma bacia amplamente degradada é possível detectar diferenças na ecologia de comunidades ictiofaunísticas entre ambientes com diferentes níveis de integridade. A bacia do rio Itaúnas é um corpo hídrico que perdeu boa parte de sua vegetação ripária, encontrando-se altamente assoreada e com vazão reduzida, e foi selecionada por ser uma das mais degradadas do estado do Espírito Santo. Para a análise espacial foram previamente selecionados 53 pontos ao longo da bacia. Cada um dos pontos foi visitado com o intuito de se avaliar a presença de água e, confirmada sua presença, prosseguiu-se com a aplicação do Índice de Integridade de Hábitat e coleta. As amostragens foram realizadas utilizando-se de peneiras, arrastos e tarrafa. Para a análise sazonal foram selecionados três pontos de amostragem sequenciais, Corredeira, Floresta e Ponte, monitorados por um período de 12 meses. Ainda em campo, os peixes foram submetidos à eutanásia, fixados, acomodados em sacos plásticos e etiquetados; em laboratório o material foi transferido para álcool 70%, triado e identificado. Apesar das sutis diferenças entre os ambientes que alguns dados poderiam sugerir, o resultado global deste estudo não permite inferir que haja diferenças significativas entre os habitats no rio Itaúnas, possivelmente devido ao elevado estágio de degradação em função da ação antrópica, com ocorrência de espécies alóctones e possível perda de boa parte de sua fauna de peixes mais sensíveis. Enfatiza-se a urgência na ampliação de pesquisas com enfoque na comunidade de peixes da região, visto que apenas conhecendo e divulgando sua comunidade é que as estratégias de manejo e conservação serão eficazes.

**Palavras-chave:** degradação, mata atlântica, fragmentação do habitat.

#### INTRODUÇÃO

A vegetação ripária é de extrema importância para o ambiente aquático pois reduz o movimento de nutrientes para o leito do rio, além de servir como filtro natural de pesticidas, afetar positivamente a diversidade de

macroinvertebrados e servir como fonte alimentar alóctone para peixes através de suas folhas e frutos (Naiman e Décamps, 1997; Nakano e Murakami, 2001). Rios desflorestados costumam estar muito mais expostos às grandes flutuações diárias na temperatura da água, resultando em redução em sua qualidade devido à alteração nas produções primária e secundária, o que acarreta em impacto na comunidade de peixes (Pusey e Arthington, 2003 e autores por eles citados; Lobón-Cerviá *et al.*, 2016). Também são comuns a baixa diversidade de substrato, a redução na quantidade de oxigênio dissolvido e o elevado assoreamento, resultantes da remoção de mata ripária (Casatti *et al.*, 2012). A fauna de rios sob intensa influência humana diferencia-se daqueles preservados principalmente devido à baixa diversidade e à abundância de espécies mais tolerantes associadas a ambientes estressados (Klein, 1979; Esteves e Lobón-Cerviá, 2001).

Dentre os responsáveis pela modificação dos ambientes aquáticos, a agricultura e a fixação de cidades próximo aos recursos hídricos são duas das principais fontes de danos aos rios, causando alterações no canal, redução da disponibilidade de habitats, extinção de espécies, dentre outros (Allan e Flecker, 1993).

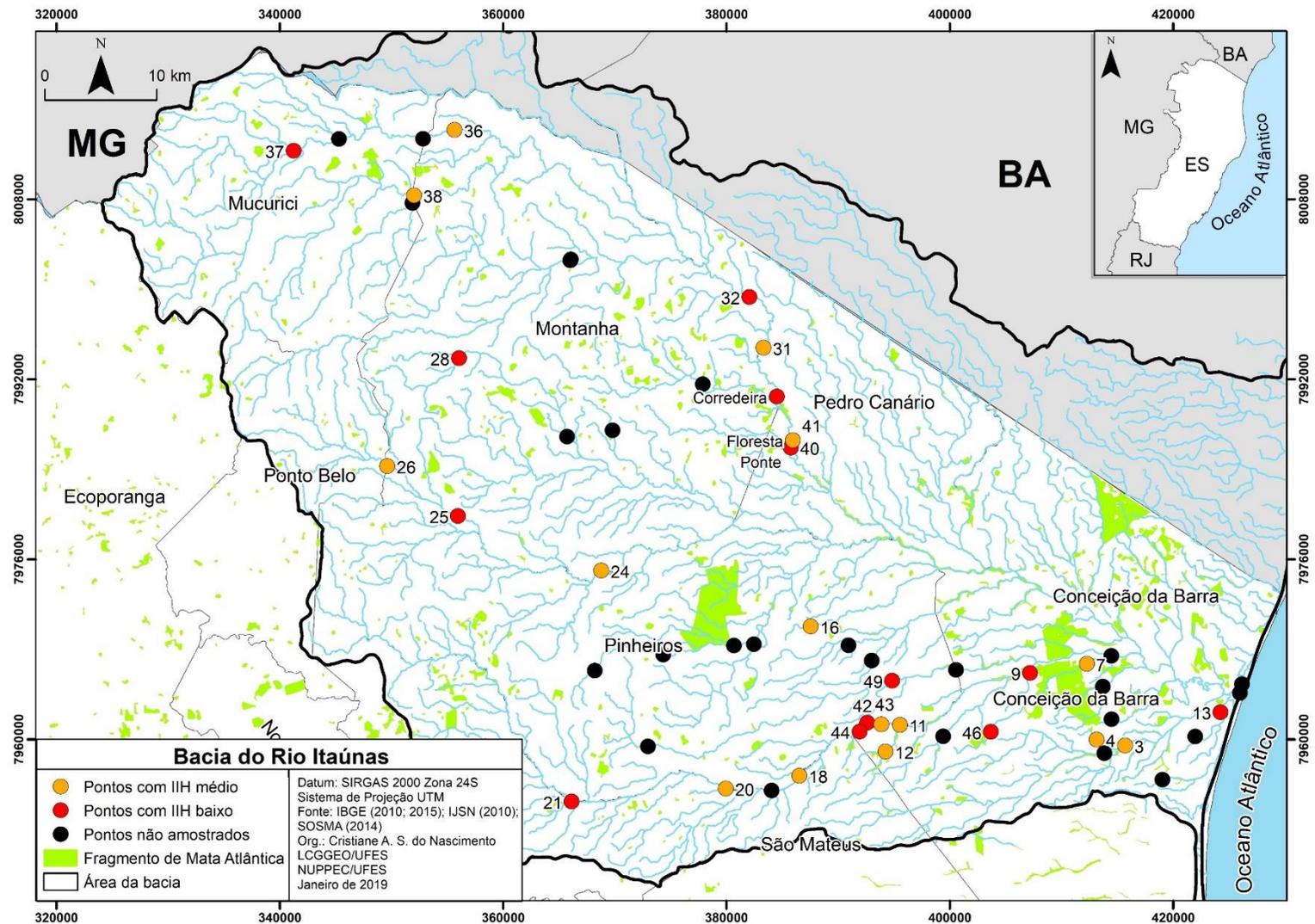
No Brasil, assim como em vários outros lugares ao redor do mundo, a introdução de espécies alóctones (muitas vezes chamadas de exóticas), principalmente devido à aquicultura, tem sido apontada como um dos principais responsáveis pela redução de diversidade na comunidade nativa (Fragoso-Moura *et al.*, 2016). Na região amazônica, por exemplo, a introdução de tilápias do gênero *Oreochromis* tem causado impactos aos peixes locais e alterações na qualidade da água por conta do enriquecimento de nutrientes ocasionado pelo cultivo intensivo destes animais (Vieira *et al.*, 2008).

Muitos estudos têm sido focados na comparação entre ambientes preservados e aqueles com diversos graus de perturbação antrópica (*e.g.* Lorion *et al.*, 2009; Leite *et al.*, 2015; Lobón-Cerviá *et al.*, 2016; Gonçalves *et al.*, 2018), mas são escassos ou ausentes aqueles que têm como objetivo entender a importância e o papel de pequenos fragmentos de mata secundária em rios altamente impactados.

Com isso, o objetivo do presente estudo foi verificar se em uma bacia amplamente degradada é possível detectar diferenças na ecologia de comunidades ictiofaunísticas entre ambientes com diferentes níveis de integridade.

## **METODOLOGIA**

A bacia do rio Itaúnas (Fig. 1) é uma das três drenagens localizadas na região norte do estado do Espírito Santo, com uma área de aproximadamente 4.800 km<sup>2</sup>, está situada entre os estados do Espírito Santo e Bahia. Este é um corpo hídrico que, juntamente com as bacias dos rios Barra Seca e São Mateus, perdeu boa parte de sua vegetação ripária, encontrando-se altamente assoreado e com vazão reduzida (ANA, 2009; Sarmiento-Soares e Martins-Pinheiro, 2017). Esta drenagem foi selecionada pelo fato de ser uma das mais degradadas do estado (ANA, *op cit.*), tendo a pesquisa se restringido ao estado do Espírito Santo.



**Figura 1.** Mapa da bacia do rio Itaúnas com os locais demarcados para a amostragem. Os círculos preenchidos de preto indicam locais não amostrados por estarem secos, em vermelho são indicados os pontos com IIH baixo e em amarelos aqueles com IIH médio.

## Análise espacial

Com o auxílio do aplicativo Google Earth, foram previamente selecionados 56 pontos ao longo da bacia, tendo as coletas ocorrido entre os meses de junho e novembro de 2016. Cada um dos pontos previamente demarcados foi visitado com o intuito de se avaliar a presença de água para amostragem e, confirmada sua presença, prosseguiu-se com a aplicação do Índice de Integridade de Hábitat (IIH) (Nessimian *et al.*, 2008):

$$IIH = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{a_0}{a_m}}{n},$$

em que:

$a_0$  = valores observados para cada uma das características propostas para o índice;

$a_m$  = valor máximo para cada característica proposta;

$n$  = total de características propostas pelo índice.

Este índice tem como objetivo avaliar o uso do hábitat e algumas características avaliadas são a integridade da mata ripária, a presença de dispositivos de retenção no canal, a estrutura dos bancos e o tipo de substrato (ANEXO I). Seus valores variam desde aqueles próximos a zero (aproximadamente 0,22), em ambientes altamente impactados, a 1, em locais preservados. Apesar de ter sido formulado para ambientes amazônicos (Nessimian *op. cit.*), este índice refletiu bem as condições da região estudada.

Os valores IIH foram categorizados em alto, médio e baixo seguindo a seguinte equação:

$$AC = (V_{m\acute{a}x} - V_{m\acute{i}n})/3 ,$$

em que:

$AC$  = amplitude de classes;

$V_{m\acute{a}x}$  = valor máximo possível para o IIH;

$V_{m\acute{i}n}$  = valor mínimo possível para o IIH.

Com isso, as classes obtidas foram:

- $0,741 - 1,0 =$  IIH alto;
- $0,481 - 0,740 =$  IIH médio;
- $0,221 - 0,480 =$  IIH baixo.

Os valores de IIH obtidos nos pontos amostrados foram categorizados dentro das classes deste índice e, de posse destes dados foi gerado um mapa da bacia indicando os pontos mais e menos preservados (*vide* Fig. 1).

Os dados ambientais temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, total de sólidos dissolvidos (TDS) e condutividade foram obtidos com auxílio de equipamentos multiparâmetros digitais de campo e foram comparados pelo teste de Mann-Whitney ( $\alpha = 0,05$ ) no software PAST v. 3.20 (Hammer *et al.*, 2001) com o intuito de avaliar se os parâmetros ambientais variavam significativamente entre ambientes com diferentes classes de IIH.

Após a obtenção de dados abióticos, os peixes foram coletados através de metodologia sistematizada adaptada a cada tipo de ambiente. As amostragens foram realizadas pela utilização de peneiras por 10 minutos, 10 arrastos com rede de dimensões  $1,4 \times 2,0$  m e malha de 5 mm, além de cinco arremessos de tarrafa com 15 m de diâmetro e malha de 1,2 cm. Considerando-se que alguns pontos não possibilitaram a utilização de todos os petrechos. Ainda em campo, os peixes foram submetidos à eutanásia em solução de benzocaína 1g/l, fixados em formalina a 10%, acomodados em sacos plásticos e etiquetados.

Em laboratório o material foi transferido para álcool 70%, triado e identificado até o menor nível taxonômico possível, e tombado na Coleção Zoológica Norte Capixaba (CZNC).

Com o intuito de testar a possível influência do IIH em cada uma dos índices biológicos, os Índices de Integridade de Hábitat foram comparados aos descritores de comunidade usuais (riqueza, diversidade, uniformidade e dominância) através do teste de Mann-Whitney no software PAST v. 3.20 (Hammer *et al.*, 2001). Este teste foi utilizado pois foram observadas apenas duas das três categorias de IIH na bacia. Os índices biológicos utilizados foram:

- Diversidade de Shannon (H'):

$$H' = -\sum p_i \ln p_i,$$

onde,

$p_i$  = proporção de indivíduos encontrados na amostra  $i$ ;

- Uniformidade de Pielou (J'):

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

onde,

$H'$  = índice de diversidade de Shannon;

$S$  = riqueza de espécies.

- Dominância de Simpson (D):

$$D = \sum p_i^2$$

Segundo Casatti *et al.* (2009) este índice permite uma melhor diferenciação entre ambientes com melhor qualidade para a biota e aqueles mais degradados.

Uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi realizada com o intuito de verificar como os fatores ambientais Temperatura, Condutividade, Profundidade e IIH poderiam estar relacionados à estrutura da ictiofauna (os demais fatores foram eliminados da análise por apresentarem grande colinearidade na análise de correlação). Esta é uma técnica bastante utilizada quando se tem como objetivo relacionar fatores ecológicos, como a relação entre estrutura da comunidade e variáveis ambientais (Rodríguez e Lewis, 1997; Legendre e Legendre, 2012). Para evitar viés, nesta análise não foram incluídos pontos com dados abióticos faltantes. Para atender aos pressupostos do CCA, dados ambientais e de riqueza foram normalizados utilizando-se a transformação de Box-Cox no programa PAST v. 3.20 (Hammer *et al.*, 2001).

### *Análise sazonal*

Para esta análise foram selecionados três pontos de amostragem sequenciais, monitorados por um período de 12 meses, sendo dois considerados mais alterados (IIH baixo) intercalados por um menos alterado (IIH médio) em

pequeno fragmento de mata, denominados respectivamente de montante para jusante com **Corredeira**, **Floresta** e **Ponte**. O primeiro e o último pontos apresentam baixa cobertura vegetal ao longo do corpo hídrico e estradas que são utilizadas por moradores locais e também bovinos, que têm livre acesso à drenagem. O terceiro ponto, **Floresta**, localiza-se entre aos dois primeiros, estando, no entanto, bem mais próximo ao ponto Ponte, onde o rio atravessa um pequeno fragmento de mata secundária de aproximadamente 11 ha situado em uma propriedade particular. As amostragens sistematizadas ocorreram mensalmente entre setembro de 2016 e setembro de 2017 (exceto no mês de fevereiro de 2017 as coletas não foram possíveis devido a problemas logísticos) e consistiram em 10 arrastos ao longo de 100 m de rio em cada ponto amostrado utilizando rede de arrasto com dimensões de 1,4 m de altura e 2,0 m de comprimento, e malha de 5 mm.

O Índice de Integridade de Hábitat foi aplicado nos três trechos e os resultados foram utilizados para categorizar os pontos de acordo com as classes de IIH, tal qual na análise espacial.

Os processos de eutanásia, fixação, conservação e identificação seguiram-se como na coleta espacial e o material também se encontra tombado na Coleção Zoológica Norte Capixaba (ANEXO II).

Com o objetivo de comparar a distribuição de espécies de peixes nas comunidades dos três trechos amostrados, as abundâncias de espécies de cada ponto foram transformadas utilizando  $\log_{10}$  e plotadas em um gráfico de Whittaker (Krebs, 1999) utilizando-se o programa Excel®, considerado por Magurran (2013) como um dos métodos mais informativos de se apresentar dados de abundância de espécies. Neste tipo de gráfico, curvas íngremes são um indicativo de ambientes com alta dominância, enquanto as mais suaves ou em padrões mais sigmoidais indicam distribuição mais uniforme das espécies na comunidade (Magurran, *op. cit.*)

As três espécies coocorrentes, *Poecilia vivipara* Bloch & Schneider 1801, *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard 1824) e *Astyanax lacustris* (Lütken 1875) foram comparadas quanto ao fator de condição pelo teste de Kruskal-Wallis ( $\alpha = 0,05$ ) utilizando-se o software PAST v. 3.20 (Hammer *et al.*, 2001), uma vez que tal fator, por refletir a condição nutricional recente dos indivíduos (Vazzoler, 1996), pode ser utilizado como ferramenta para análise ambiental.

Com o intuito de saber se os três ambientes diferenciavam-se em termos bióticos seus índices de riqueza, diversidade e uniformidade foram comparados com teste de Kruskal-Wallis ( $\alpha = 0,05$ ) no software PAST v. 3.20 (Hammer *et al.*, 2001). Este software também foi utilizado para gerar um cluster para auxiliar a interpretação de possíveis similaridades na abundância mensal de espécies entre os pontos, o que foi realizado através do índice de Bray-Curtis com matriz de agrupamento por UPGMA.

## RESULTADOS

### *Análise espacial*

Devido à grande poluição e ausência de água, 26 dos 56 pontos previamente selecionados não estavam em condições de serem amostrados, tendo sido descartados das análises de Índice de Integridade de Hábitat. Dentre os 30 restantes, 17 se encontravam na classe de IIH “médio”, estando os demais dentro da classificação “baixo” (Tab. 1). Nenhum dos ambientes obteve IIH dentro da classe “alto”.

Em toda a bacia foram coletados 7.650 indivíduos, distribuídos em sete ordens, 16 famílias e 34 espécies, sendo cinco destas consideradas alóctones (*Cichla kelberi* Schneider, 1801, *Clarias gariepinus* (Burchell 1822), *Coptodon rendalli* (Boulenger 1897), *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758) e *Poecilia reticulata* (Peters 1859)), que ocorreram tanto em ambientes com Índices de Integridade de Hábitat dentro da classe médio quanto aqueles dentro da classificação baixo (Tab. 2).

Apesar de não terem sido registradas espécies ocorrendo exclusivamente em locais com IIH baixo, espécies como *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876), *Awaous tajasica* (Lichtenstein 1822), *Gymnotus carapo* Linnaeus 1758 e a exótica *C. gariepinus* ocorreram apenas em pontos com IIH médio (Tab. 2). A espécie mais abundante na bacia foi *P. vivipara* (3.178 indivíduos coletados), seguida por *Astyanax* sp. 1 *aff. Intermedius* ( $n = 1.335$ ).

A Análise de Correspondência Canônica para a distribuição dos pontos de acordo com as variáveis ambientais sugere não haver diferenças entre a abundância de espécies em ambientes com IIH médio e baixo (Fig. 2), tendo o teste de Mann-Whitney confirmado os resultados desta análise pois ambientes

com Índices de Integridade de Hábitat médio e baixo não se diferenciaram significativamente quanto aos seus dados ambientais (profundidade, temperatura da água, pH, Condutividade, oxigênio dissolvido e T.D.S) e bióticos (Riqueza, Diversidade, Equitabilidade e Dominância).

Uma vez havendo pouca (ou nenhuma diferença) detectada entre os IIH, tentou-se inferir a relação das espécies com os fatores ambientais. A CCA para a comunidade de peixes do rio Itaúnas indica que condutividade e temperatura são os fatores que mais influenciam da distribuição das espécies (Tab. 3). Esta análise indicou que um grupo formado por *Australoheros capixaba*, *Hoplias malabaricus*, *Geophagus brasiliensis*, *Astyanax lacustris*, *Poecilia reticulata* e *P. vivipara* mostraram maior correspondência a locais com maiores condutividade e temperatura, enquanto outro grupo, formado por *Mimagoniates microlepis*, *Phalloceros ocellatus*, *Hyphessobrycon bifasciatus* e *Astyanax* sp. 1 aparentemente mostraram maior correspondência a ambientes com menores valores de condutividade e temperatura. A CCA também indica que a profundidade está mais relacionada à ocorrência de *M. microlepis* e *P. ocellatus*, enquanto *Characidium* sp. “cricaré” e *Moenkhausia vittata* apresentaram pouca correlação com o IIH. *Astyanax* sp. 6 não apresentou relação com as variáveis ambientais utilizadas (Fig. 3).

**Tabela 1.** Dados abióticos, índices ecológicos e de diversidade de hábitat dos 30 pontos amostrados. Traços indicam ausência de dados coletados.

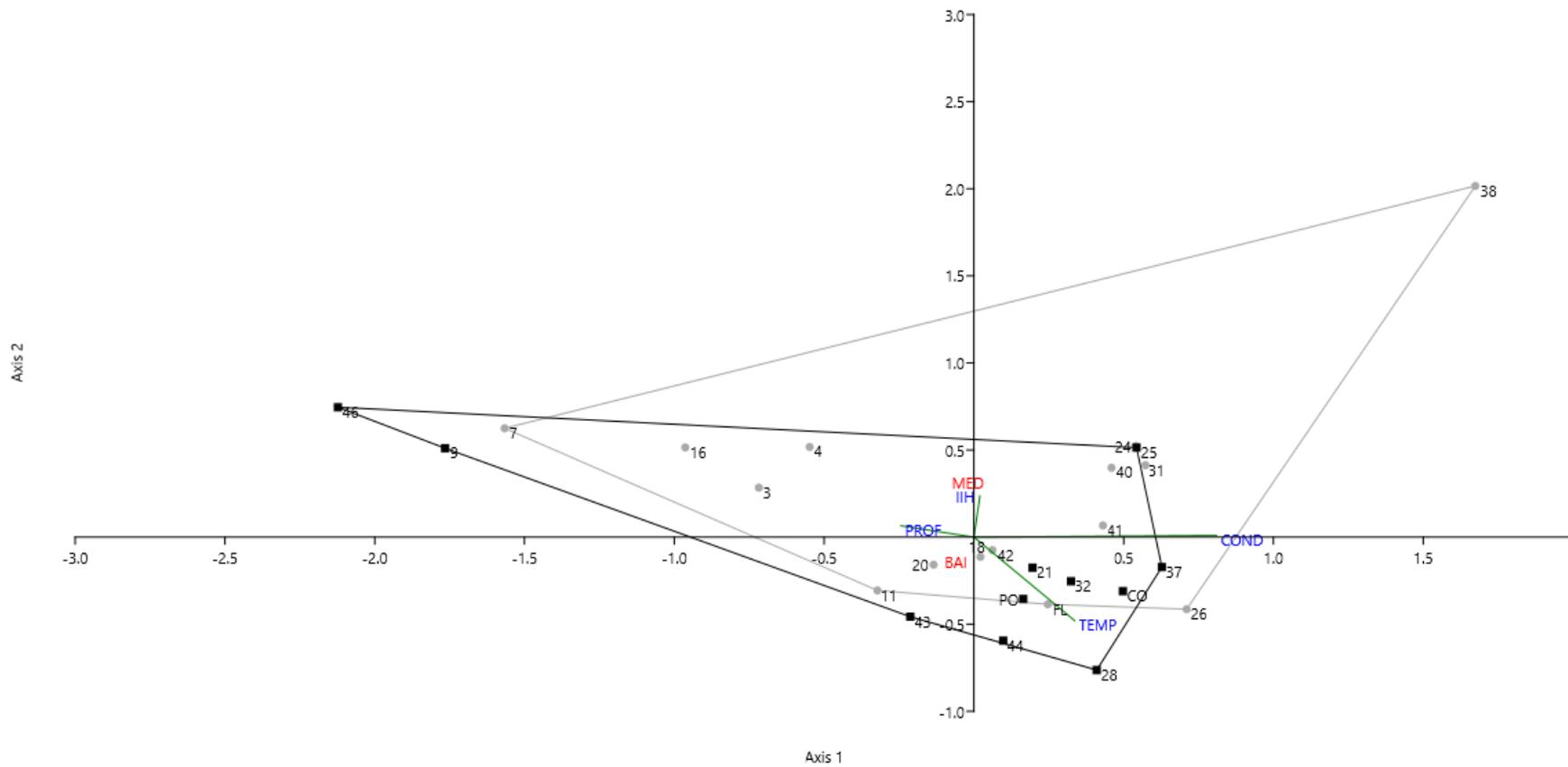
Ponto	Coordenadas	Profundidade (m)	Temperatura (°C)	pH	Condutividade (µs/cm)	T.D.S. (ppm)	IIH	Riqueza (S)	Diversidade (H')	Equitabilidade (J')	Dominância (D)	Classe de IIH
3	18° 27' 34.1" S 39° 48' 57.5" O	1,5	23,1	6,39	121,2	86	0,57	11	1,121	0,4676	0,4254	Médio
4	18° 26' 54.8" S 39° 49' 21.1" O	1,2	26,4	6,09	60,7	43,1	0,65	7	1,471	0,7561	0,2899	Médio
7	18° 23' 15.7" S 39° 49' 50.2" O	1,2	20,9	5,46	77,1	54,8	0,72	5	1,197	0,7438	0,3703	Médio
9	18° 23' 41.0" S 39° 52' 43.2" O	1,2	21,4	6,02	76,6	55,2	0,41	3	1,089	0,9912	0,34	Baixo
11	18° 26' 09.3" S 39° 59' 20.9" O	0,6	25,3	7,5	101,5	72,1	0,5	11	1,82	0,7592	0,2044	Médio
12	18° 27' 26.3" S 40° 00' 06.1" O	0,5	22,2	5,56	173,6	123	0,56	0	-	-	-	Médio
13	18° 24' 01.4" S 39° 59' 44.3" O	2	-	-	-	-	0,35	1	0	0	0	Baixo
16	18° 21' 23.3" S 40° 03' 51.9" O	1,5	23,1	6,43	77,2	54,8	0,5	5	1,33	0,8262	0,3096	Médio
18	18° 28' 34.3" S 40° 04' 29.5" O	0,3	22	6,62	182,4	129	0,52	11	1,179	0,4919	0,4811	Médio
20	18° 29' 10.5" S 40° 08' 13.9" O	1,2	25	6,88	135,7	96	0,65	8	1,405	0,6758	0,2969	Médio
21	18° 29' 44.9" S 40° 16' 04.8" O	0,3	29,6	8,07	316	224	0,41	9	1,628	0,7407	0,2505	Baixo
24	18° 18' 37.8" S 40° 14' 29.7" O	1,5	25,5	7,28	805	571	0,74	11	1,372	0,5723	0,3987	Médio
25	18° 15' 57.0" S 40° 21' 45.5" O	1,2	30,2	6,92	670	473	0,48	13	1,763	0,6875	0,2153	Baixo
26	18° 13' 31.3" S 40° 25' 19.8" O	0,8	26,1	6,84	463	328	0,6	6	0,9028	0,5039	0,5884	Médio
28	18° 08' 20.7" S 40° 21' 38.9" O	1,3	30,6	6,74	354	250	0,46	6	1,166	0,6505	0,3432	Baixo
31	18° 07' 56.7" S 40° 06' 10.8" O	1,5	22,8	7,64	488	346	0,61	6	1,095	0,611	0,4917	Médio
32	18° 05' 29.6" S 40° 06' 52.8" O	1	22,5	7,4	456	323	0,43	1	0	0	1	Baixo
36	17° 57' 20.9" S 40° 21' 47.1" O	0,3	-	-	-	-	0,54	4	1,049	0,7564	0,4379	Médio
37	17° 57' 44.3" S 40° 27' 39.1" O	0,2	24,7	7,13	894	633	0,41	8	0,9394	0,4518	0,5547	Baixo
38	18° 00' 29.2" S 40° 23' 52.2" O	0,4	21,5	7,36	1359	966	0,5	6	1,422	0,7938	0,2838	Médio
40	18° 12' 45.8" S 40° 04' 49.1" O	0,3	21,3	7,96	463	3,29	0,63	4	0,5141	0,3708	0,7708	Médio
41	18° 12' 24.3" S 40° 04' 42.9" O	0,5	23,1	8,23	461	327	0,7	3	0,6476	0,5894	0,646	Médio
42	18° 26' 07.5" S 40° 00' 18.0" O	0,3	22,4	7,11	116,2	82,5	0,54	10	0,6875	0,2986	0,7393	Médio
43	18° 26' 02.5" S 40° 01' 00.9" O	1,5	24,4	6,38	125,5	89,2	0,46	10	1,379	0,599	0,3407	Baixo
44	18° 26' 28.3" S 40° 01' 24.5" O	0,4	24,1	6,36	121,2	86,3	0,39	8	1,584	0,7615	0,2538	Baixo
46	18° 26' 30.9" S 39° 54' 43.9" O	0,4	21,9	5,82	126,3	89,6	0,46	4	0,6204	0,4475	0,6674	Baixo
49	18° 25' 36.9" S 39° 43' 02.6" O	0,4	-	-	-	-	0,35	1	0	0	1	Baixo
CO	18° 10' 16.3" S 40° 05' 29.7" O	0,78	26,4	7,44	486,2	345,2	0,41	7	0,96	0,4917	0,5365	Baixo
FL	18° 12' 45.8" S 40° 04' 49.1" O	0,54	26,94	7,70	464,9	337,9	0,73	12	1,28	0,5170	0,4486	Médio
PO	18° 12' 24.3" S 40° 04' 42.9" O	0,56	26,84	7,72	476,1	338	0,36	13	1,24	0,4838	0,4237	Baixo

**Tabela 2.** Espécies coletadas nos 29 pontos amostrados no presente estudo com suas respectivas abundâncias. MD: IIH médio; BX: IIH baixo. São apresentados apenas os pontos onde houve coleta de peixes.

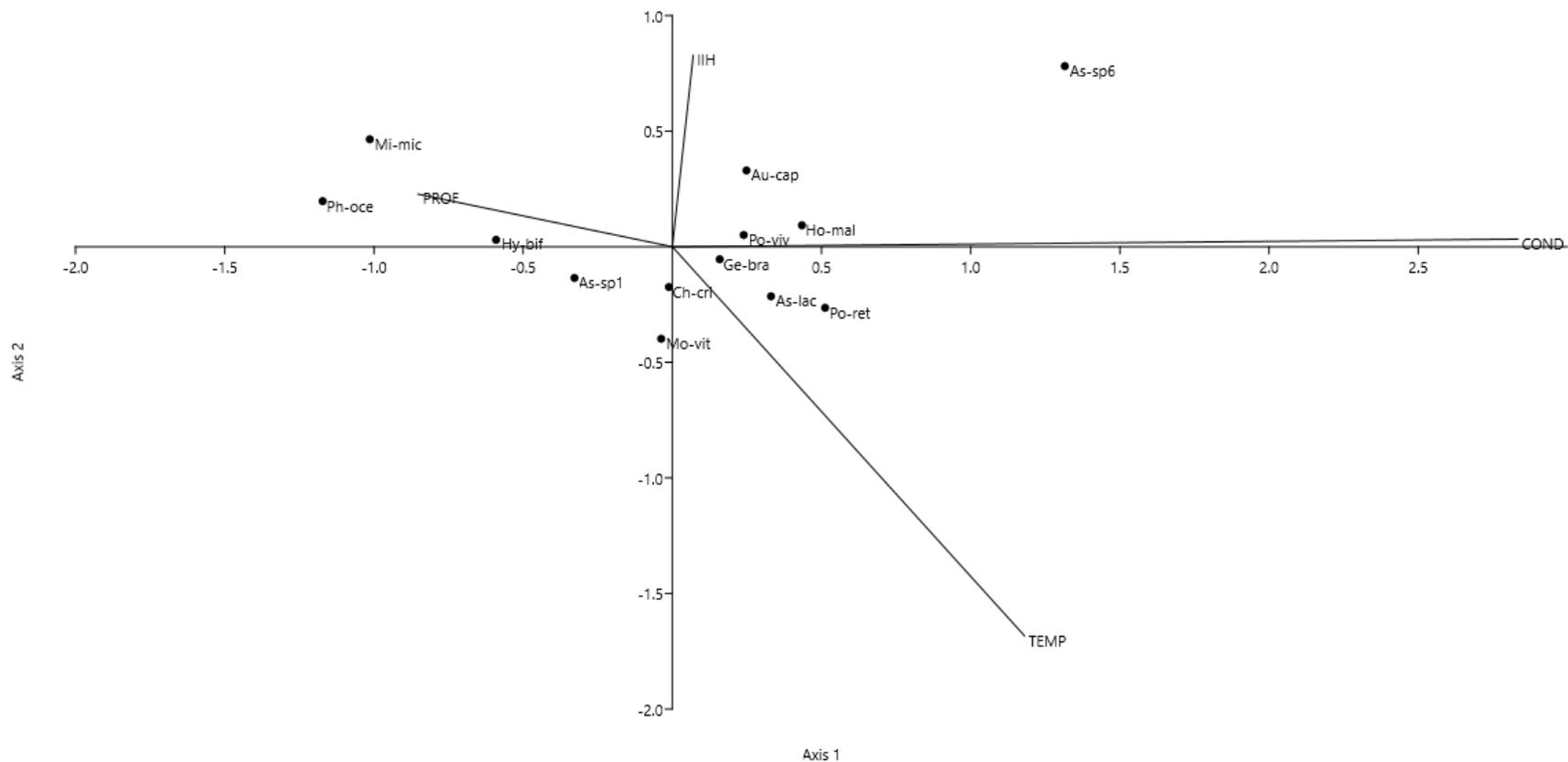
ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIE	P03	P04	P07	P09	P11	P13	P16	P18	P20	P21	P24	P25	P26	P28	P31	P32	P36	P37	P38	P40	P41	P42	P43	P44	P46	P49	CO	FL	PO	TOTAL	
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium</i> sp. "cricaré" sensu Lopes (2015)	2				36				3	4	16	7											4	37			2	18	129		
		<i>Characidium</i> sp. 2					7				1			6	5						1				2						22		
		<i>Characidium</i> sp. aff. "zebra"									1				2											1					4		
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	2	1							15	2	5	2	20	3	3	3		10	17	1			2					3	3	92	
	Anostomidae	<i>Lepomis copelandii</i> Steindachner 1875					1								4																	5	
	Curimatidae	<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard 1824)																								1				1	2	4	
	Characidae	<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	12								3		20	1	3	1	170			19	2				1	1	5			52	39	36	365
		<i>Astyanax</i> sp.1 aff. <i>A. intermedius</i>	414		193		90	1		53	92	9					197								8	85	58			26	109	1335	
		<i>Astyanax</i> sp.6												5	68						35											108	
		<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis 1911	4	35	36	4	22			28	43	26	53	2	126											24		1			1	405	
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis 1911					2	3	1																					9			15		
<i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner 1877)		229		58			2		2															1							292		
<i>Moenkhausia vittata</i> (Castelnau 1855)							11																			8	4		36	65	124		
<i>Oligosarcus acutirostris</i> Menezes 1987										3				6						2					1						12		
Siluriformes	Trichomycteridae	<i>Trichomycterus pradensis</i> Samento-Soares, Martins-Pinheiro, Aranda & Chamon 2005																			8			7	2				1	24	42		
	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus 1758)																										2				2	
		<i>Corydoras nattereri</i> Steindachner 1876									4			5	1		2										1					13	
	Loricariidae	<i>Otothyris iravassosi</i> Garavello, Britski & Schaefer 1998					4				11	1													1	21				7	45		
		<i>Hypostomus scabriceps</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)																											4	16	20		
	Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell 1822)																								32						32	
Auchenipteridae	<i>Parauchenipterus striatulus</i> (Steindachner 1877)																	1												1	1		
Heptapteridae	<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein 1823)	2									1		4												3					1	11		
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)														1	6															15		
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758		5																												5	
Gobiiformes	Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein 1822)																								1						1	
Cichliformes	Cichlidae	<i>Australoheros capixaba</i> Ottoni 2010		6								7	20					1		33			1							4	11	83	
		<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger 1897)																												39	6	46	
		<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	1	5			44			6	49	30	97	43	56	7			1	1			42		1	3	7	6	36	37	103	246	
		<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)															6															19	
	<i>Cichla kelberi</i> Schneider, 1801																												1		1		
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Phalloceros ocellatus</i> Lucinda 2008	42	36	63	3			18																							206	
		<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859											11			81	95								3							190	
		<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider 1801	16	8			40			9	383	54	110	156	103	9		15		99	198	5	21	37	181	37	112		336	481	768	3178	
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	5																								1				6		
Classe de IIH			MD	MD	MD	BX	MD	BX	MD	MD	MD	BX	MD	MD	MD	MD	BX	BX	BX	BX	BX	MD	BX										
TOTAL			729	96	352	10	258	1	63	566	209	316	260	402	107	473	22	1	161	273	94	24	47	211	165	274	55	2	470	742	1267	7650	

**Tabela 3.** Resultado da Análise de Correspondência Canônica para a comunidade de peixes do rio Itaúnas

<b>Variáveis ambientais</b>	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Profundidade	-0,243579	0,065105
Temperatura	0,337179	-0,480875
Condutividade	0,809617	0,009456
IIH	0,019968	0,236628
<b>Resumos estatísticos dos eixos 1 e 2</b>		
Porcentagem de explicação (%)	77,64	14,81
Simulação de Monte Carlo "P"	0,002	0,563
Probabilidade de Monte Carlo (999 permutações): 0,008		



**Figura 2.** Diagrama de ordenação da Análise de Correspondência Canônica entre os dados de riqueza de espécies e fatores ambientais (profundidade – PROF; temperatura – TEMP; condutividade – COND; e IIH) dos pontos amostrados na bacia do rio Itaúnas. Círculos cinzas indicam ambientes com Índice de Integridade de Hábitat médio e os quadrados em preto aqueles com IIH baixo.



**Figura 3.** Diagrama de dispersão da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para a comunidade de peixes da bacia do rio Itaúnas. Os dados ambientais representados são temperatura (TEMP), profundidade (PROF), condutividade (COND) e Índice de Integridade de Hábitat (IIH). Mi-mic: *Mimagoniates microlepis*; Ph-oce: *Phalloceros ocellatus*; As-sp1: *Astyanax* sp.1 aff. *A. intermedius*; Ch-cri: *Characidium* sp. "cricaré"; Mo-vit: *Moenkhausia vittata*; As-sp6: *Astyanax* sp.6; Au-cap: *Australoheros capixaba*; Ho-mal: *Hoplias malabaricus*; Po-viv: *Poecilia vivipara*; Ge-bra: *Geophagus brasiliensis*; As-lac: *Astyanax lacustris*; Po-ret: *Poecilia reticulata*.

### Análise sazonal

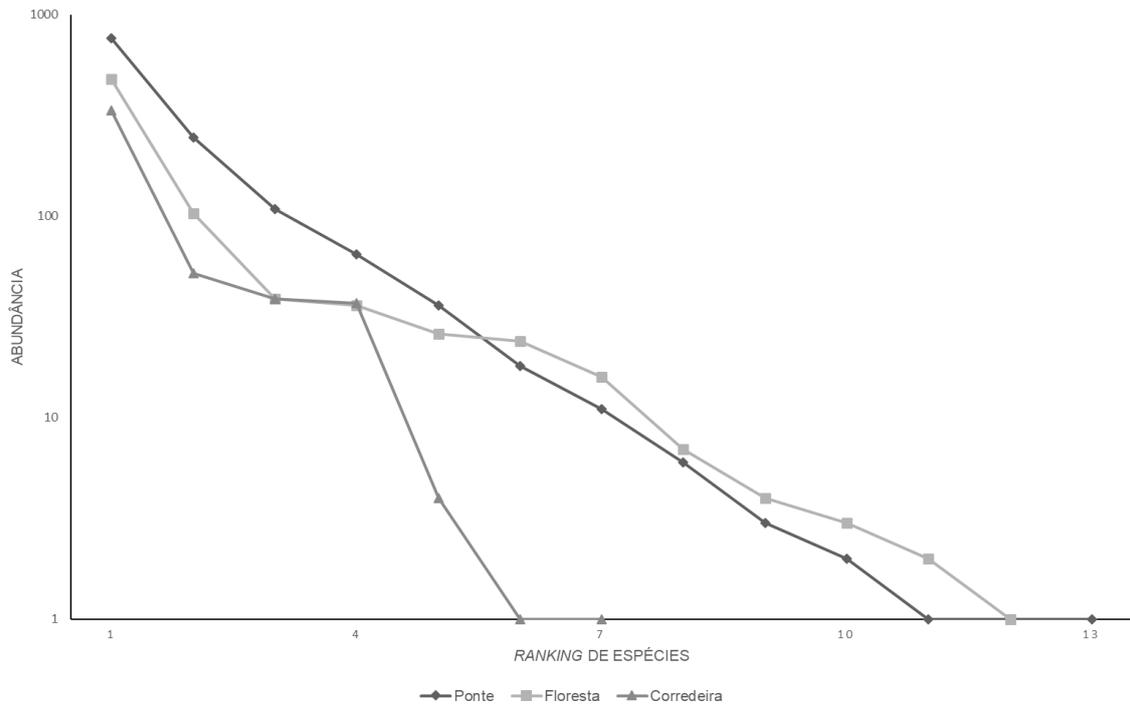
A avaliação dos trechos Corredeira, Floresta e Ponte indicou que os dois ambientes com menor cobertura florestal se enquadram dentro da classe de IIH baixo, estando a Floresta inserida na classificação média (Tab. 4).

**Tabela 4.** Valores de Índice de Integridade de Hábitat (IIH) obtidos para os três pontos de coleta sazonal.

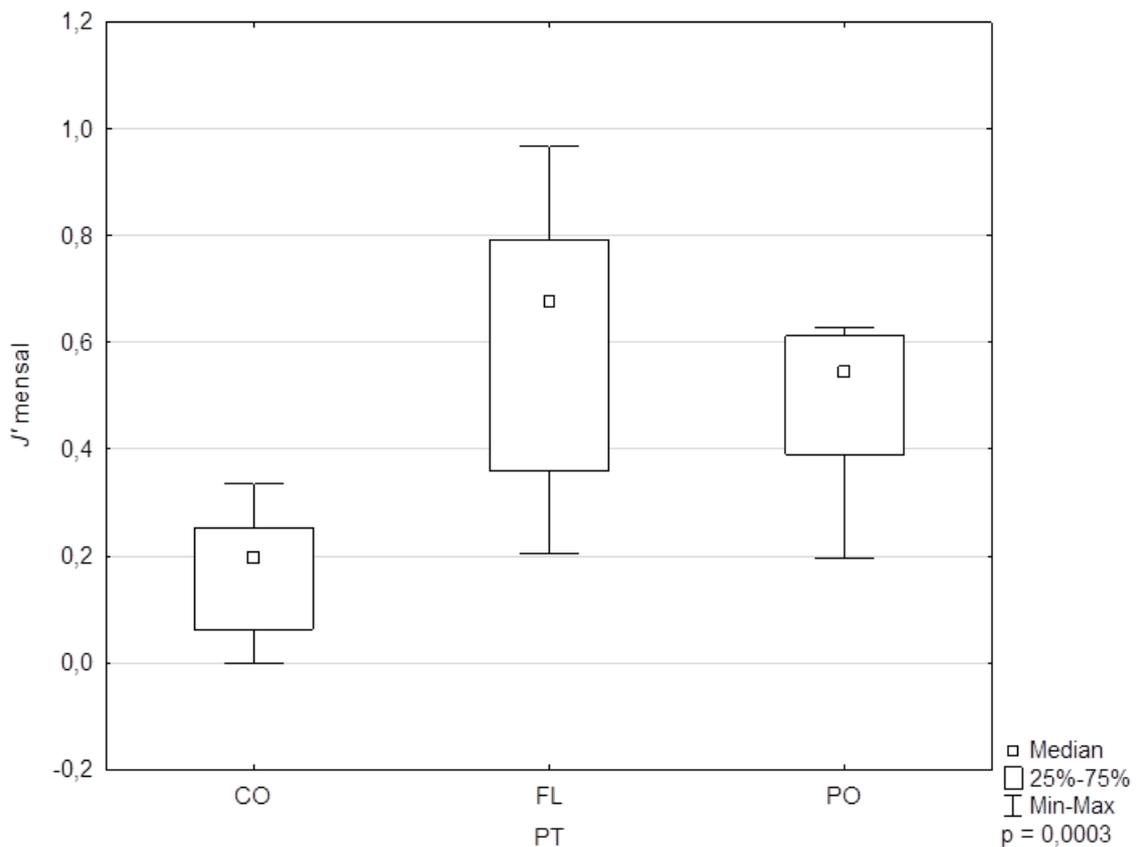
Ponto	Valor de IIH	Classe de IIH
Corredeira	0,41	Baixo
Floresta	0,73	Médio
Ponte	0,36	Baixo

O gráfico de Whittaker indicou que o ponto Corredeira apresentou grande dominância, enquanto Ponte e Floresta exibiram comunidades mais uniformes (Fig. 4), resultado confirmado pela análise de Kruskal-Wallis com os dados obtidos para o índice de Pielou, uma vez que esta análise demonstrou que o primeiro ponto apresentou-se significativamente menos uniforme e abundante que os demais ( $p=0,009$  e  $0,003$ , respectivamente) (Figs. 5 e 6). Comparações entre os índices de Shannon para os três trechos também indicam que o trecho mais a montante apresenta-se significativamente menos diverso que os demais pontos ( $p=0,0077$ ) (Fig. 7). Nenhuma destas análises demonstrou diferenças significativas entre Floresta e Ponte.

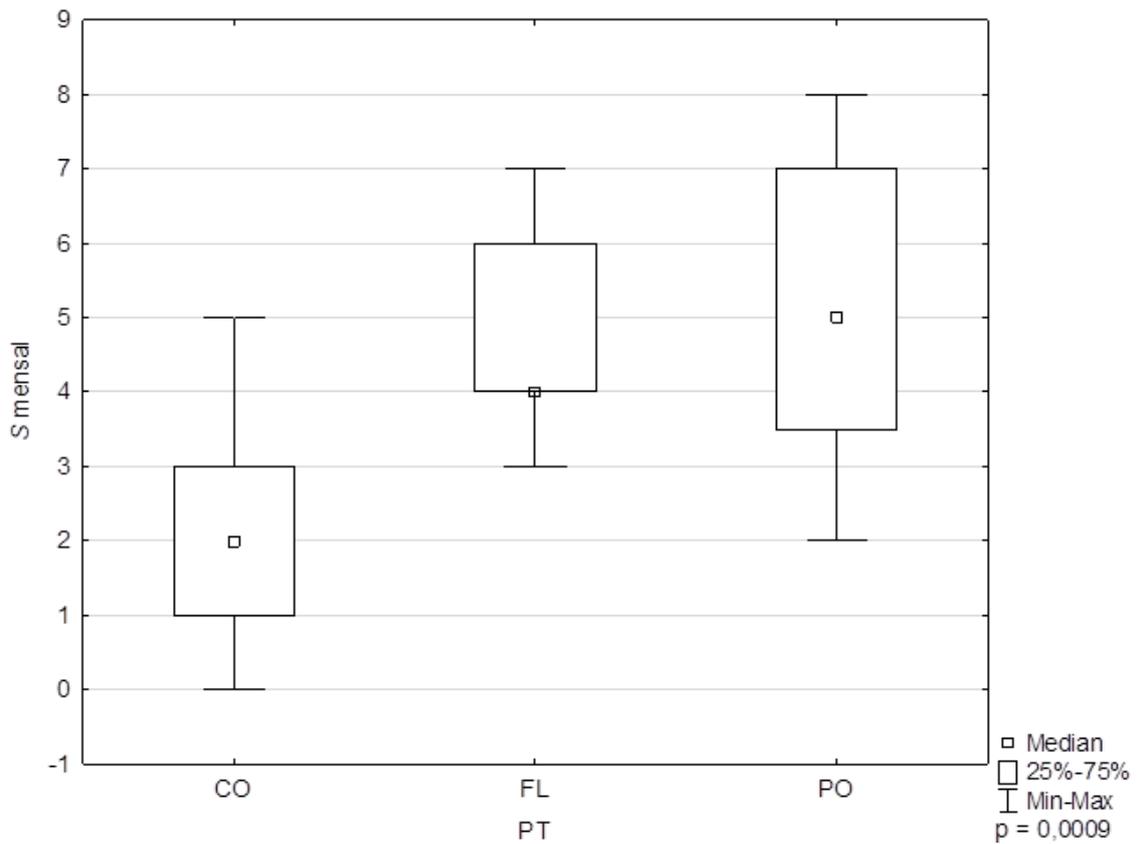
Das 17 espécies coletadas (*vide* Tab. 2), duas espécies são alóctones para a bacia. *Coptodon rendalli* foi coletada nos pontos Corredeira e Ponte, enquanto *Cichla kelberi* foi capturada apenas na Corredeira. No ponto Floresta não foram encontradas espécies alóctones.



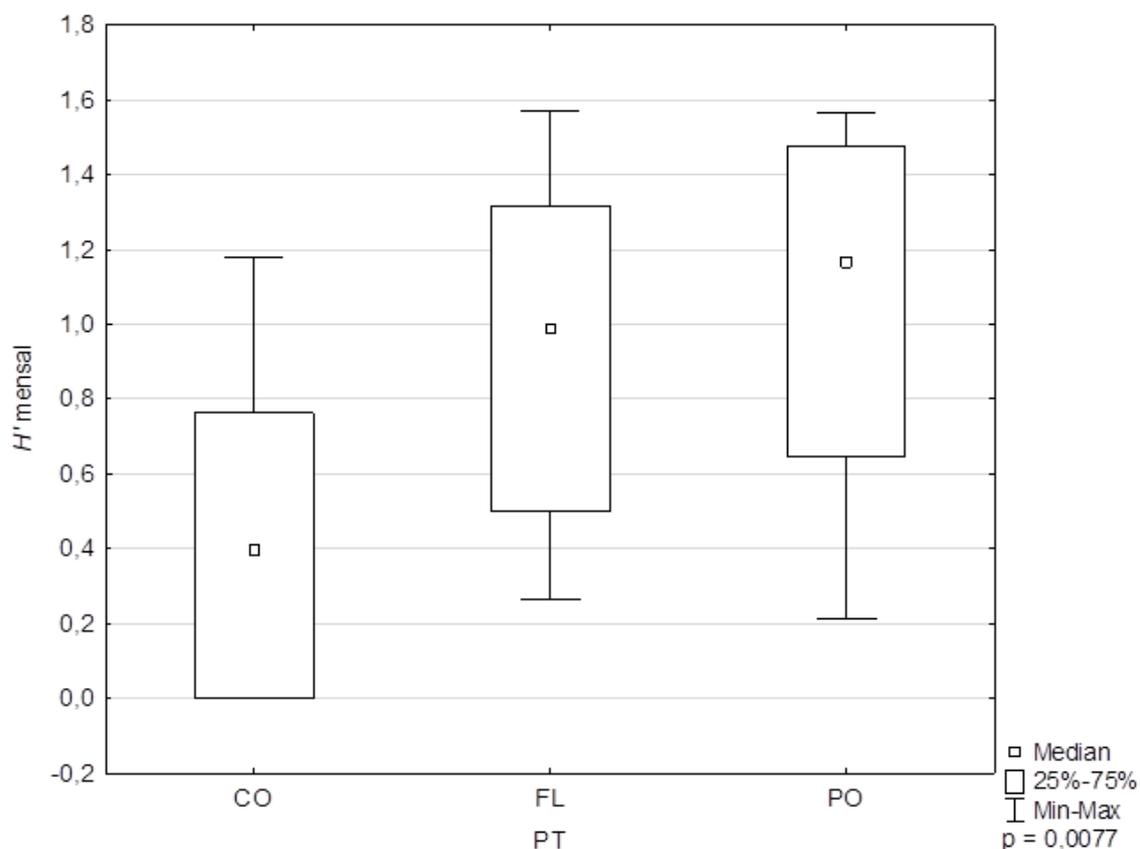
**Figura 4.** Gráfico de Whittaker (*ranking/abundância*) obtido para as comunidades de peixes dos ambientes Ponte, Corredeira e Floresta.



**Figura 5.** Resultado obtido pela análise de Kruskal-Wallis para dados de uniformidade encontrados nos pontos Corredeira (CO), Floresta (FL) e Ponte (PO) durante o período de amostragem.

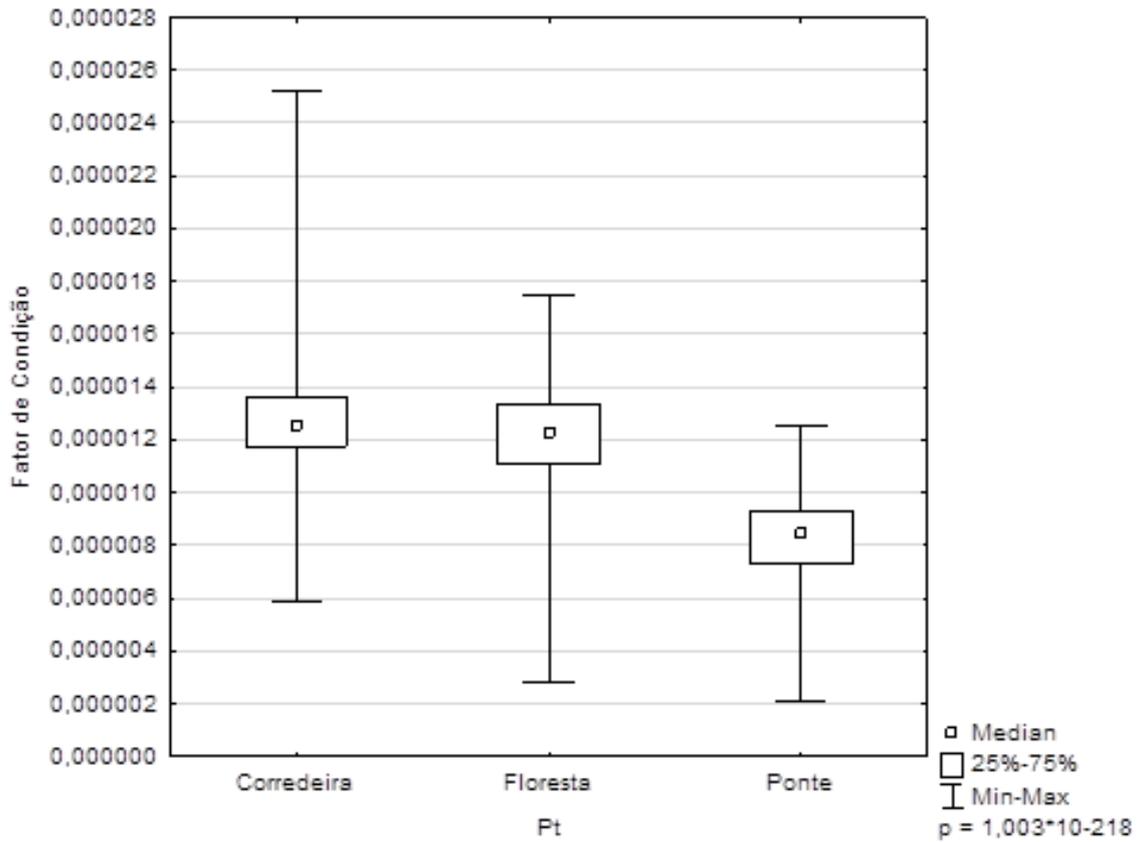


**Figura 6.** Comparação entre os dados de abundância através da análise de Kruskal-Wallis para os pontos Corredeira (CO), Floresta (FL) e Ponte (PO).



**Figura 7.** Comparação entre os índices de diversidade de Shannon através da análise de Kruskal-Wallis para os três trechos de amostragem sazonal deste estudo. CO – Corredeira; FL – Floresta; PO – Ponte.

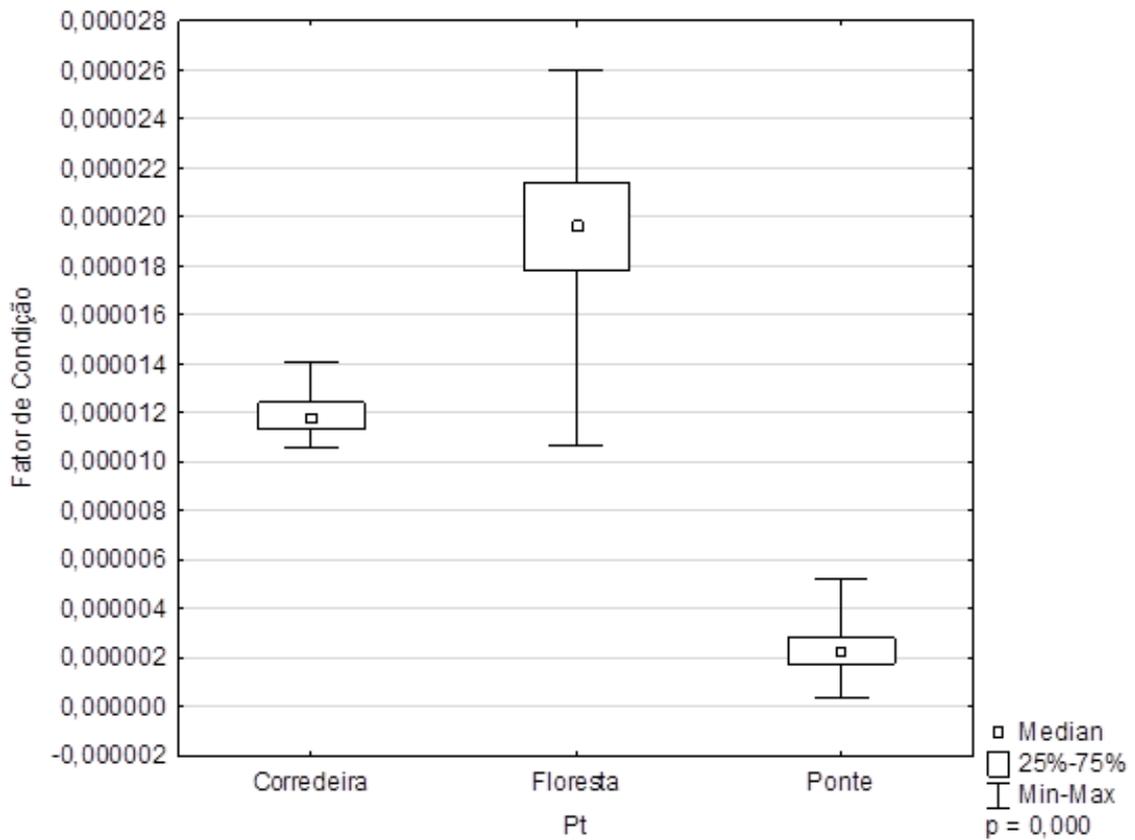
A análise de Kruskal-Wallis para os fatores de condição demonstrou que os FC's das três espécies coocorrentes foram significativamente diferentes entre os três trechos amostrados ao longo dos meses. *Poecilia vivipara* apresentou fator de condição significativamente maior no ambiente Corredeira e menor no ponto Ponte (Fig. 8) (Tab. 5). O FC *Geophagus brasiliensis* foi significativamente maior no ambiente Floresta, tendo o trecho Ponte apresentado os menores resultados para esta análise (Fig. 9) (Tab. 6). Os maiores valores de fator de condição de *Astyanax lacustris* foram obtidos na Ponte, tendo a Corredeira apresentado os menores resultados (Fig. 10) (Tab. 7).



**Figura 8.** Análise de Kruskal-Wallis para fatores de condição de indivíduos de *Poecilia vivipara* coletados nos três trechos amostrados.

**Tabela 5.** Resultado da análise *a posteriori* do teste de Kruskal-Wallis para os FC's de *P. vivipara*.

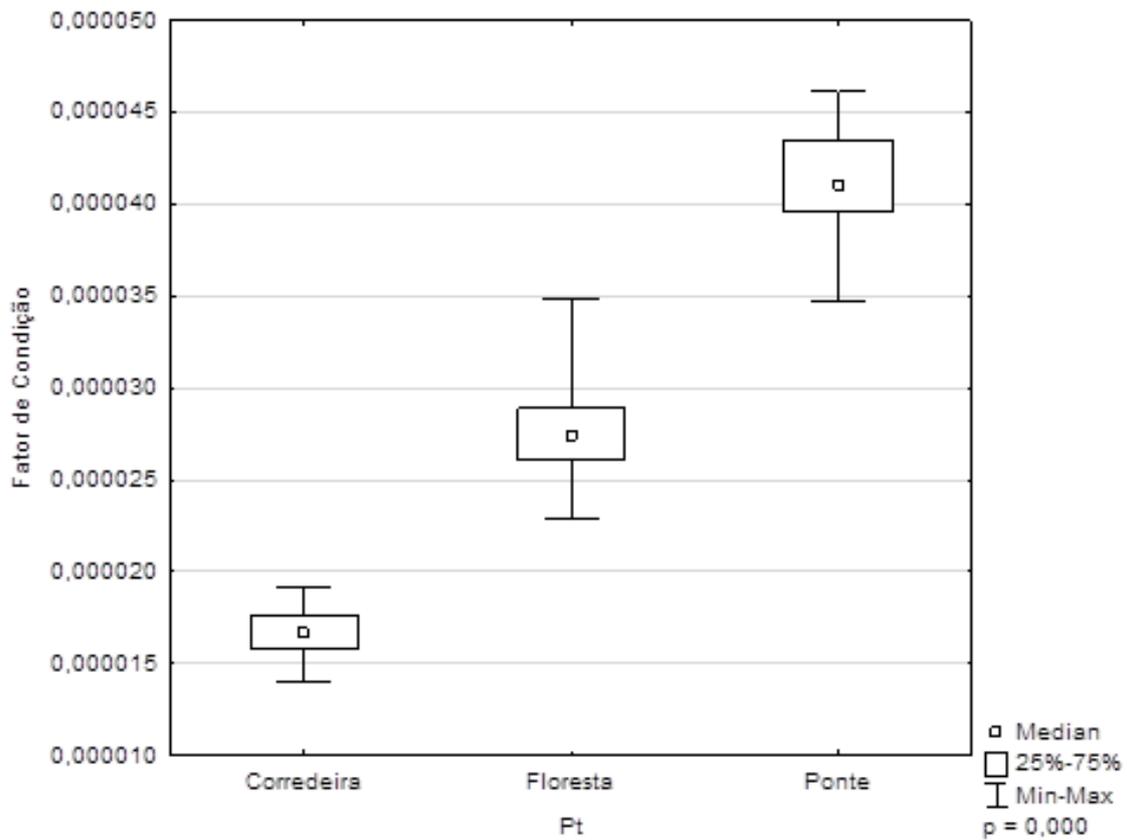
<i>Poecilia vivipara</i>			
	Corredeira	Floresta	Ponte
Corredeira		0,015245	0,00
Floresta			0,00
Ponte			



**Figura 9.** Comparação por Kruskal-Wallis de fatores de condição obtidos para indivíduos de *Geophagus brasiliensis* coletados nos trechos Corredeira, Floresta e Ponte durante o período de estudo.

**Tabela 6.** Resultado da análise *a posteriori* do teste de Kruskal-Wallis para os FC's de *G. brasiliensis*.

<i>Geophagus brasiliensis</i>			
	Corredeira	Floresta	Ponte
Corredeira		0,008503	0,00
Floresta			0,00
Ponte			

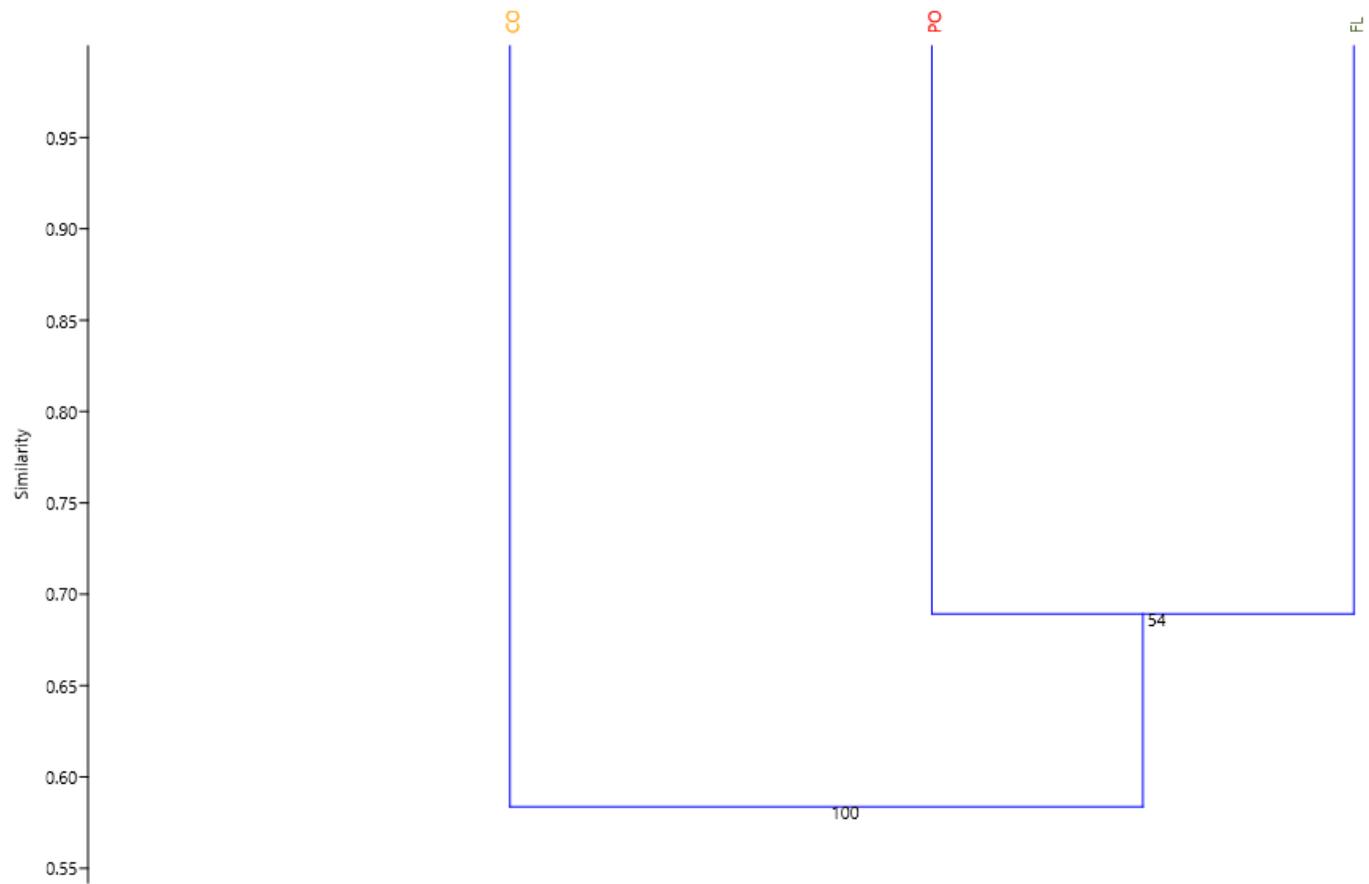


**Figura 10.** Resultado do teste de Kruskal-Wallis para fatores de condição de espécimes de *Astyanax lacustris* coletados nos três trechos de amostragem sazonal.

**Tabela 7.** Resultado da análise *a posteriori* do teste de Kruskal-Wallis para os FC's de *A. lacustris*.

<i>Astyanax lacustris</i>			
	Corredeira	Floresta	Ponte
Corredeira		0,000000	0,000000
Floresta			0,000066
Ponte			

A análise de Cluster indicou que, com relação à abundância de espécies, os ambientes Floresta e Ponte foram os que mais se assemelharam (Fig. 11).



**Figura 11.** Análise de Cluster para abundância de espécies dos trechos Corredeira (CO), Floresta (FL) e Ponte (PO) durante o período de amostragem deste trabalho.

## DISCUSSÃO

A degradação dos habitats aquáticos é uma das consequências da modificação do meio ambiente pela ação humana (Reis, 2013). Esta degradação coloca em risco especialmente a fauna de pequenos rios, como o Itaúnas, uma vez que eles estão mais suscetíveis a mudanças resultantes da queda da qualidade da água e/ou regime hidrológico (Cunico *et al.*, 2006). No rio Itaúnas os maiores indicadores de impacto antrópico foram a presença de espécies alóctones, ausência de pontos com Índice de Integridade de Habitat dentro da classe alto (um indicio de ambientes preservados), o que pode ser observado pela quase total ausência de ambientes com mata preservada, *vide* Fig 1, e dominância de espécies tolerantes, como *Poecilia vivipara*, *Geophagus brasiliensis* e *Astyanax lacustris*, por exemplo.

Latini e Petreire (2004), em trabalho realizado em lagos na bacia do rio Doce encontraram associação entre a presença de espécies alóctones e a redução da riqueza de espécies nativas. Segundo Reis (*op. cit*) a aquicultura é o principal fator responsável pela introdução destas espécies, que, segundo Miranda (2012) podem causar grande impacto na comunidade de peixes nativos devido a predação e/ou competição, alterações no ambiente e redução de locais de desova.

Para Casatti *et al.* (2009) ambientes degradados estão associados à dominância de poucas espécies, que geralmente são mais tolerantes a alterações ambientais, e a uma baixa riqueza. A comparação entre ambientes com IIH médio e baixo demonstrou que não há diferenças significativas com relação à Riqueza, Dominância e demais índices ecológicos. Estes resultados, somados à ausência de diferenças significativas entre os dados ambientais e a análise de correspondência canônica, indicando que os ambientes com IIH médio e baixo praticamente não se diferenciam, são mais alguns indicativos de que a bacia está enfrentando um processo de perda de heterogeneidade de habitats. Isto sugere que os poucos fragmentos de mata podem não estar sendo suficientes para manter uma comunidade mais diversa nestes locais.

A dominância de *Poecilia vivipara* também é um indicio de impacto antrópico generalizado na bacia, uma vez que o gênero *Poecilia* tem sido apontado como altamente resistente e generalista (Casatti *et al.*, 2009). *P. reticulata*, espécie alóctone também coletada neste estudo, tem sido indicada como responsável pela redução de

espécies do gênero *Phalloceros* devido à competição (Miranda, 2012). Entretanto, isto não vem sendo confirmado por resultados recentes do NuPPec (ainda não publicados), uma vez que a espécie de *Phalloceros* da região (*Phalloceros ocellatus*) vem sendo coletada apenas em ambientes mais a jusante na bacia e com alguma mata, enquanto *P. reticulata* o vem sendo principalmente em ambientes mais a jusante e mais alterados. Na revisão de Pusey e Arthington (2003), vários autores citados sugerem que há relação entre modificação do hábitat e favorecimento do estabelecimento de espécies alóctones, principalmente da família Poeciliidae.

O segundo gênero com o maior número de indivíduos coletados foi *Astyanax* (n=1808), considerado na literatura como um grupo r-estrategista por geralmente possuir pequenos ovócitos, alta fecundidade e ausência de cuidado parental, tendendo a ter bastante sucesso em ambientes mais instáveis (Agostinho *et al.*, 1999; Bailly *et al.*, 2005). Apesar de haver poucos estudos relacionando as espécies de *Astyanax* coletadas neste trabalho com alterações ambientais, os resultados obtidos com o CCA para *Astyanax lacustris* e *A. sp.1 aff. Intermedius* indicam, por exemplo, uma maior ocorrência destas espécies em ambientes mais degradados.

O mapa da bacia do rio Itaúnas com os pontos de amostragem evidencia a grave situação à qual este corpo hídrico está exposto, com grande número de pontos secos, assoreados e/ou extremamente poluídos, além de baixa densidade de mata ripária ao longo de toda a bacia. As zonas ripárias são importantes devido a sua capacidade de reter matéria orgânica particulada e dissolvida advinda do ambiente circundante, mantendo, assim, a qualidade das águas superficiais (Naiman *et al.*, 2005). Ambientes pouco preservados tendem a ter baixo volume de água corrente, pouco ou nenhum sombreamento do leito do rio, homogeneização do substrato e grande assoreamento (Casatti *et al.*, 2012), características comuns em ambientes com baixo IIH, como a maioria dos pontos da bacia do Itaúnas. A ausência de locais mais preservados pode levar à perda da diversidade, uma vez que ambientes mais degradados tendem a ter uma comunidade com alta dominância de espécies oportunistas e redução ou eliminação de espécies mais sensíveis (Casatti *op cit*), resultados que vão ao encontro aos obtidos neste estudo, visto que em pontos mais preservados da bacia foram encontradas espécies mais sensíveis (Samento-Soares & Martins-Pineiro, 2012), não registradas nos ambientes aqui amostrados.

A presença de *M. microlepis* e *P. ocellatus* em alguns poucos pontos com pequenos fragmentos de mata na bacia é um indicativo que, mesmo estando em processo de homogeneização ambiental, particularmente em virtude do assoreamento, o rio Itaúnas ainda possui pontos que oferecem abrigo para espécies mais exigentes, uma vez que, neste estudo, como demonstrado no CCA, tais espécies foram associadas a ambientes mais profundos e com baixa temperatura. Estas espécies já haviam sido registradas para a bacia por Samento-Soares & Martins-Pineiro (2012), sendo consideradas por estes autores como espécies bioindicadoras por estarem associadas a fragmentos florestais. Neste estudo, estas espécies foram coletadas, essencialmente, em ambientes florestados com IIH médio.

O gráfico de Whittaker e as comparações entre os fatores bióticos indicaram que o ambiente Corredeira, localizado à montante, é o de maior dominância, indicando maior limitação ambiental, apesar de seu IIH ser maior que o ponto Ponte, a jusante. A ausência de diferenças significativas entre os pontos Floresta e Ponte pode ser devido à proximidade entre estes dois pontos.

Apesar da semelhança entre os pontos Floresta e Ponte, alguns resultados obtidos no presente trabalho indicam maior fragilidade dos ambientes desflorestados (Co e PO) quando comparados ao ponto florestado (FL). A presença de espécies alóctones apenas nos pontos com IIH baixo é o primeiro indicativo desta maior vulnerabilidade, uma vez que alguns autores associam a presença destas espécies a mudanças na composição da comunidade (Latini e Petrere, 2004; Fragoso-Moura *et al.*, 2016). Dentre as espécies alóctones coletadas neste estudo, *Cichla kelberi* é considerada uma espécie que causa grande impacto nas nativas, principalmente devido ao seu hábito alimentar piscívoro e ao seu cuidado parental, o que contribui para uma rápida ocupação do hábitat (Fragoso-Moura *op cit*). Outra espécie não-nativa encontrada neste estudo, *Coptodon rendalli*, amplamente distribuída no Brasil, é uma das espécies de tilápia com alto poder invasor, que, somado ao incentivo governamental para a aquicultura, tem causando grande impacto às espécies nativas dos rios brasileiros (Casemiro *et al.*, 2017).

De maneira global, este estudo não conseguiu detectar diferenças entre os habitats no rio Itaúnas, embora a análise sazonal permita sugerir indícios de sutis diferenças entre os ambientes. Além da presença de espécies alóctones, a

comparação entre os fatores de condição das espécies coocorrentes também indicou maior fragilidade dos ambientes mais impactados. Quando comparado aos demais habitats, o ponto Floresta apresentou FCs maiores (para *G. brasiliensis*) ou intermediários (para *P. vivipara* e *A. lacustris*), enquanto os pontos Corredeira e Ponte apresentaram melhores ou piores FCs para estas espécies. Como o Fator de Condição representa o grau de higidez dos peixes (Vazzoler, 1996), o fato das espécies coocorrentes terem apresentado valores sempre altos ou intermediários no ambiente mais florestado pode ser um indício de maior estabilidade deste ponto, possivelmente por oferecer um maior número de nichos a serem explorados. Barili *et al.* (2011) em trabalho no rio Cuiabá, no estado do Mato Grosso, encontraram maior disponibilidade de recursos alimentares em locais com maiores graus de preservação da vegetação marginal, indicando que esta vegetação tem grande importância na oferta de abrigo e alimento para a comunidade de peixes. Pode-se inferir então que o alto FC para *P. vivipara* e *A. lacustris* em locais mais degradados, como corroborado neste trabalho, pode ser um reflexo da melhor exploração do nicho, uma vez que estas espécies são reconhecidamente tolerantes.

Conclui-se então que, apesar das sutis diferenças entre os ambientes que alguns dados poderiam sugerir, o resultado global deste estudo não permite inferir que haja diferenças significativas entre os habitats no rio Itaúnas, possivelmente devido ao elevado estágio de degradação em função da ação antrópica, com ocorrência de espécies alóctones e possível perda de boa parte de sua fauna de peixes mais sensíveis.

Enfatiza-se a urgência na ampliação de pesquisas com enfoque na comunidade ictica local, visto que apenas conhecendo e divulgando sua comunidade é que as estratégias de manejo e conservação serão eficazes.

## REFERÊNCIAS

Agostinho, A.A.; Miranda, L.E.; Bini, L.M.; Gomes, L.C.; Thomaz, S.M.; Suzuki, H.I. 1999. Patterns of colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging, p. 227 – 265. In: J.G. Tundisi; M.S. Straskraba (eds.), Theoretical Reservoir Ecology and its application. International Institute of Ecology, São Carlos. 585 p.

- Allan, D.J.; Flecker, A. 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters. *Bioscience*, vol. 43, p. 32 – 43.
- Bailly, D.; Cassemiro, F.A.S.; Agostinho, C.S.; Marques, E.E.; Agostinho, A.A. 2005. The metabolic theory of ecology convincingly explains the latitudinal diversity gradient of Neotropical freshwater fish. *Ecology*, vol. 95, no. 2, p. 553 – 562.
- ANA – Hidroweb – Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/cd4/index.htm>. Acesso em 19 de mar. 2017.
- Barili, E.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Latini, J.D. 2011. The coexistence of fishes species in streams: relationships between assemblage attributes and trophic and environmental variables. *Environmental Biology of Fishes*, vol. 92, p. 41 – 52.
- Casatti, L.; Ferreira C.P.; F.R. Carvalho. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, vol. 632, p. 273 – 283.
- Casatti, L.; Teresa, F.B.; Gonçalves-Souza, T.; Bessa, E.; Manzotti, A.R.; Gonçalves, C.S.; Zeni, J.O. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, vol. 10 no. 1, p. 205 – 214.
- Cassemiro, F.A.S.; Bailly, D.; Graça, W.J.; Agostinho, A.A. 2017. The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1>
- Cunico, A.M.; Agostinho, A.A.; Latini, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 23, no. 4, p. 1101 – 1110.
- Esteves, K.E.; Lobón-Cerviá, J. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, vol. 62, p. 429 – 440.
- Fragoso-Mouraa, E.N.; Oportob, L.T.; Maia-Barbosa, P.M.; Barbosa, F.A.R. 2016. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 76, no. 1, p. 18 – 27.
- Gonçalves, C.S.; Braga, F.M.S.; Casatti, L. 2018. Trophic structure of coastal freshwater stream fishes from na Atlantic rainforest: evidence of the importance of protected and forest-covered areas to fish diet. *Environmental Biology of Fishes*, vol. 101, p. 933 – 948.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, New York., XII+654p.
- Latini, A.O.; Petrere, M. JR. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, vol. 11, p. 71 – 79.

- Legendre, P.; Legendre, L. 2012. Numerical Ecology, Third English Edition. Elsevier, united kingdom, 1006 p.
- Leite, G.F.M.; Silva, F.T.C.; Gonçalves, J.F.J.; Salles, P. 2015. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. *Hydrobiologia*, vol. 762, p. 223 – 238.
- Lobón-Cerviá, J.; Mazzoni, R.; Rezende, C.F. 2016. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology*, vol. 89, p. 50 – 64.
- Lorion, C.M.; Kennedy, B.P. 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology*, vol. 54, p. 165 – 180.
- Miranda, J.C. 2012. Ameaças aos peixes de riachos da Mata Atlântica. *Natureza on line*, vol. 10 no 03, p. 136 – 139.
- Naiman, R.J.; Décamps, H. 1997. The Ecology Of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 28, p. 621 – 658.
- Naiman, R.J., Décamps H.; McClain M.E. 2005. Riparia: ecology, conservation and management of streamside communities. Elsevier, San Diego, California, USA, XV+430p.
- Nakano, S.; Murakami, M. 2001. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, vol. 98, p. 166 – 170.
- Nessimian, J.L.; Venticinqu, E.M.; Zuanon, J.; De Marco Jr, P.; Gordo, M.; Fidelis, L.; Batista, J.D.; Juen, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, vol. 614, p. 117 – 131.
- Pusey, B.J.; Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, vol. 54, p. 1 – 16.
- Reis, R. 2013. Conserving the freshwater fishes of South America. *International Zoo Yearbook*, vol. 47, p. 65 – 70.
- Rodríguez, M.A.; Lewis, W.M JR. 1997. Structure Of Fish Assemblages Along Environmental Gradients In Floodplain Lakes Of The Orinoco River. *Ecological Monographs*, vol. 67, no. 1, p. 109 – 128.
- Sarmiento-Soares, L.M.; Martins-Pinheiro, R.F. 2012. A Fauna de Peixes nas Bacias do norte do Espírito Santo, Brasil. *Sitientibus série Ciências Biológicas*, vol. 12, no. 1, p. 27 – 52.
- Sarmiento-Soares, L.M.; Martins-Pinheiro, R.F. 2017. Água e Conservação - um outro olhar. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, no. 121, p. 12 – 15.
- Vazzoler, A.E.A. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM, 169p.
- Vieira, I.C.G.; Toledo, P.M.; Silva, J.M.C.; Higuchi, H. 2008. Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no. 4, p. 949 – 956.

## Capítulo 2

### PEQUENOS FRAGMENTOS DE MATA SUGEREM MANTER MAIOR ESTABILIDADE DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS EM SUPORTE ÀS COMUNIDADES DE PEIXES

Cristiane A. S. Nascimento, Maurício H. Silva e Luiz F. Duboc

#### RESUMO

A alimentação dos peixes é altamente influenciada pela qualidade da vegetação ripária, pois ela provê o ambiente aquático com invertebrados terrestres, folhas e frutos, que poderão ser utilizados pelos peixes como fonte alimentar. Em ambientes modificados pela remoção de sua vegetação há menor oferta de recursos e reduzida diversidade de guildas tróficas. O objetivo deste trabalho foi entender se, em um rio degradado, pequenos trechos de mata ripária seriam importantes para manter a qualidade da vida aquática que ali habita. O trabalho foi executado no trecho do rio Itaúnas localizado no município de Pedro Canário, região norte do estado do Espírito Santo e foi selecionado por se tratar de um corpo d'água altamente antropizado, com predominância de áreas desmatadas ou com poucos resquícios de mata. Foram escolhidos dois pontos com características e qualidades ambientais distintas para o estudo. As coletas dos peixes foram realizadas mensalmente entre os meses de setembro de 2016 e setembro de 2017. Foi avaliado o padrão alimentar das seguintes espécies: *Poecilia vivipara*, *Geophagus brasiliensis*, *Moenkhausia vittata*, *Astyanax lacustris* e *Astyanax intermedius*. É possível concluir que mesmo em ambientes altamente degradados, os pequenos fragmentos de mata são importantes para a manutenção da biota aquática, uma vez que se mantem mais estáveis e oferecem uma maior gama de nichos a serem explorados. Por esse motivo salienta-se aqui a importância da manutenção e ampliação das áreas florestadas na bacia do rio Itaúnas, além de que se intensifiquem os trabalhos de levantamento da fauna e estudos ecológicos que deem subsídios para a implementação de políticas públicas que visem a recuperação desta drenagem, a fim de que a água neste corpo hídrico não se torne ainda mais escassa e os ambientes aquáticos de mais baixa qualidade ambiental.

**Palavras-chave:** alimentação, Mata Atlântica, degradação.

#### INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica sempre fez parte da história do Brasil, tendo sido explorada desde o descobrimento do país até hoje, e vem sendo substituída para diversas atividades econômicas. Esse bioma é considerado um dos maiores *hotspots* de biodiversidade do mundo (Myers *et al.*, 2000) e teve uma drástica redução de suas formações vegetais, sendo por isso considerado um dos tipos florestais mais ameaçados (Campanili e Prochnow, 2006).

Segundo Rodrigues (2001) são denominadas matas ripárias as florestas ocorrentes ao longo de cursos d'água, cujo entorno também é florestado. Este ambiente possui diversas importâncias, dentre elas, manutenção do ecossistema aquático, pois fornece material orgânico que será utilizado pela biota aquática, criação de esconderijos, que proporcionarão a sobrevivência de alguns organismos aquáticos e manutenção da temperatura da água, uma vez que diminui a radiação solar (Lima e Zakia, 2001). O uso da terra e a condição da mata ripária ao redor de um rio são fatores que interagem para afetar a redução da qualidade da água (Meador e Goldstein, 2003) e a retirada dessa mata resulta em assoreamento, o que torna o rio cada vez mais raso, estreito e canalizado (Barrella *et al.*, 2009). Em ambientes mais impactados, a maior incidência solar, o aumento na homogeneização do substrato, a queda na quantidade de oxigênio dissolvido e o aumento do assoreamento, resultantes da remoção de mata ripária, podem acarretar em alteração na comunidade aquática, com acréscimo de oportunistas e decréscimo no número de espécies sensíveis (Casatti *et al.*, 2012; Leite *et al.*, 2015).

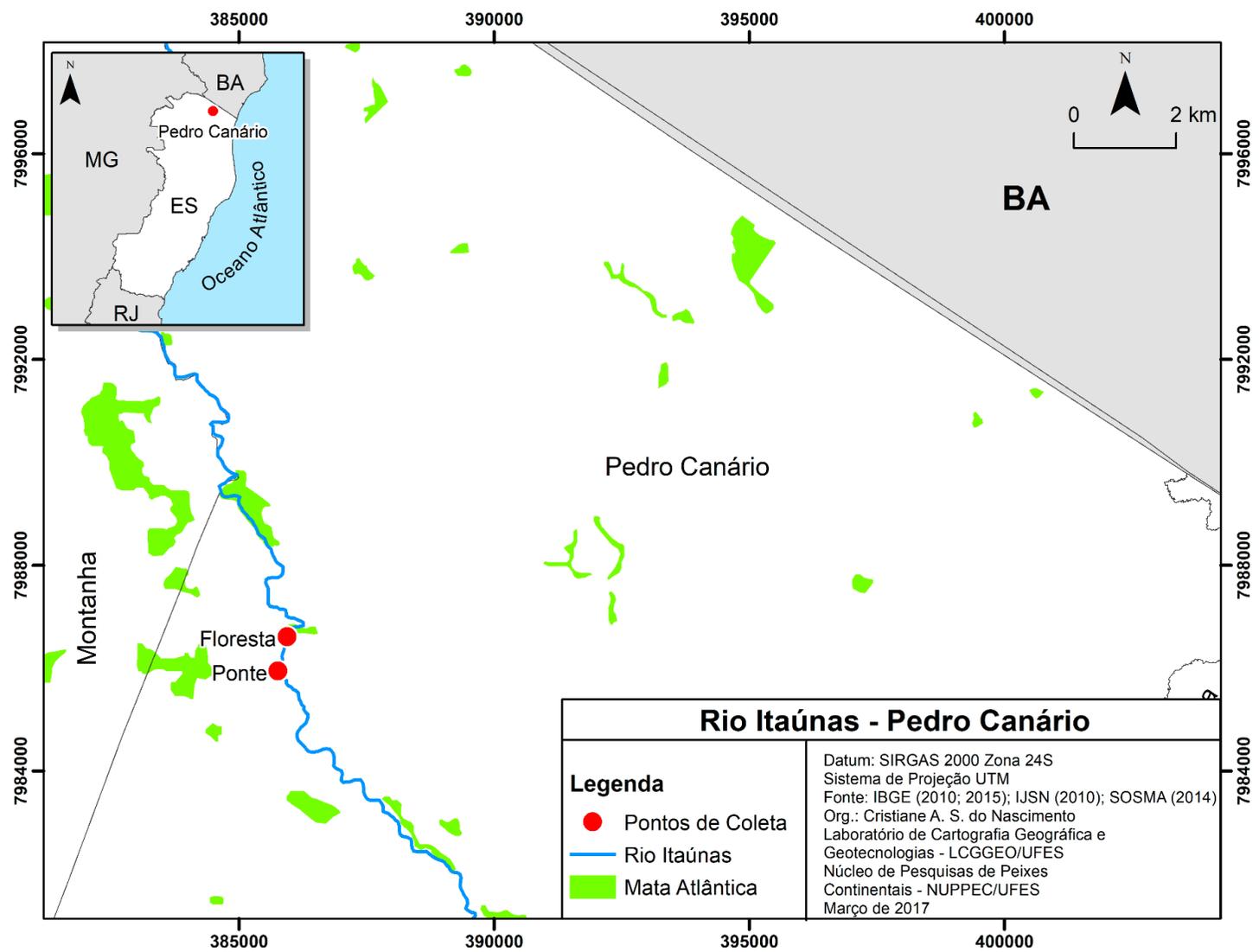
A alimentação dos peixes também é altamente influenciada pela qualidade da vegetação ripária, uma vez que a conversão desta em pastagem pode, por exemplo, resultar em grandes alterações na comunidade de macroinvertebrados aquáticos (Lorion e Kennedy, 2009), reduzindo a oferta de alimento para os peixes. A mata ripária também é importante pois provê o ambiente aquático com invertebrados terrestres, folhas e frutos, que poderão ser utilizados pelos peixes como fonte alimentar (Nakano e Murakami, 2001). Em ambientes modificados pela remoção de sua vegetação há, portanto, menor oferta de recursos e reduzida diversidade de guildas tróficas (Zeni e Casatti, 2014).

Com isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a alimentação de espécies de peixes ocorrentes em dois trechos de um rio altamente impactado no norte do estado do Espírito Santo, com o intuito de entender se, em um rio degradado, pequenos trechos de mata ripária seriam importantes para manter a qualidade da vida aquática que ali habita.

## **METODOLOGIA**

O trabalho foi executado no trecho do rio Itaúnas localizado no município de Pedro Canário, região norte do estado do Espírito Santo (Fig. 1). Este município tem como renda principal a pecuária, a produção agrícola, com destaque para plantio de café, cana-de-açúcar e pimenta-do-reino; e a silvicultura, principalmente de eucalipto (IBGE, 2017).

A bacia do rio Itaúnas se estende por uma área de aproximadamente, 4.800 km<sup>2</sup> entre os estados do Espírito Santo e Bahia. Está inserida em uma região com densidade de drenagem reduzida e baixa pluviosidade média anual, características típicas de regiões de semiárido, o que faz com que o recurso hídrico seja escasso e, devido ao lançamento “*in natura*” de efluentes agrícolas, domésticos e industriais, tenha baixa qualidade ambiental. Outro agravante é o intenso desmatamento ocorrido ao longo de sua drenagem, o que intensifica ainda mais a escassez de água (ANA, 2009). Por se tratar de um corpo d’água altamente antropizado, com predominância de áreas desmatadas e poucos resquícios de mata, ele foi escolhido como objeto de estudo



**Figura 1.** Mapa da região de estudo na bacia do rio Itaúnas. Os círculos preenchidos de vermelho indicam a localização dos pontos de coleta.

O estudo foi realizado entre setembro de 2016 e setembro de 2017 e os dados climáticos de temperatura e pluviosidade foram obtidos da estação meteorológica da Universidade Federal do Espírito Santo, campus CEUNES, através do site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (<http://www.inmet.gov.br>). No sentido de tentar compreender possíveis variações nos padrões de temperatura e pluviosidade, os dados foram comparados através do teste de U de Mann-Whitney ( $\alpha=0,05$ ) pelo software PAST v. 3.20 (Hammer *et al.*, 2001). A pluviosidade não mostrou variação significativa ao longo dos meses ( $p=0.35$ ), mas houve diferença significativa entre as estações fria (setembro de 2016 e abril a setembro de 2017) e quente (outubro de 2016 a março de 2017) durante o período de execução da pesquisa ( $p=0,008$ ). Por esse motivo, os dados obtidos foram comparados apenas quanto às estações.

Foram escolhidos dois pontos com características e qualidades ambientais distintas para o estudo. O primeiro ponto, chamado de **Floresta** (Fig. 2), localiza-se mais à montante e atravessa um pequeno fragmento de mata secundária de aproximadamente 11 hectares. Devido à largura do rio, possui áreas em que a mata cobre completamente o corpo d'água, diminuindo a incidência luminosa, intercalado por regiões em que a drenagem recebe maior incidência solar. O segundo ponto, denominado **Ponte** (Fig. 3), localiza-se 800 m à jusante desse, sendo atravessado por uma estrada utilizada diariamente pelos moradores da comunidade e localizado em uma área cuja Mata Atlântica foi substituída por pastagem para a bovinocultura. Devido à ausência de mata ripária e facilidade de acesso, o local é constantemente utilizado pela população para recreação e pelo gado para dessedentação.



**Figura 2.** Ponto Floresta, fragmento de mata secundária selecionado para a amostragem.



**Figura 3.** Ponto Ponte, área desflorestada localizada à jusante.

As coletas dos peixes foram realizadas mensalmente durante os meses de setembro de 2016 e setembro de 2017 (exceto no mês de fevereiro de 2017, em que não foi possível fazer a amostragem) e consistiram em coletas sistematizadas utilizando rede de arrasto com dimensões de 1,4 m de altura com

2,0 m de comprimento e malha de 0,25 cm entre nós opostos. Em cada ponto foram realizados 10 arrastos ao longo de 100 metros de rio. Ainda em campo o material coligido foi anestesiado em solução de benzocaína 1g/l e fixado em formol 10% por um período não superior a 72 horas.

Após o período de fixação, já em laboratório, o material foi transferido para álcool 70%, triado e identificado por meio de chaves de identificação e/ou auxílio a especialistas. Todos os indivíduos de todas as espécies tiveram seu peso aferido utilizando balança de precisão (Gehaka, com precisão de 0,0001g) e medidos com paquímetro digital (Vonder com precisão de 0,01 mm). Essas medidas foram tomadas para análise de fator de condição (FC) que, segundo Vazzoler (1996), reflete as condições nutricionais do indivíduo, podendo ser relacionado às condições do ambiente. Esta análise foi estimada para cada indivíduo através da seguinte equação (Vazzoler, *op cit.*):

$$FC = \frac{Wt}{SL^b}$$

onde, *FC* é o fator de condição, *Wt* é o peso total do peixe, *SL* é o comprimento-padrão do indivíduo e *b* é o coeficiente angular. Este coeficiente foi calculado a partir de todos os indivíduos capturados separados por ponto de amostragem, a partir do qual se ajustou a expressão de comprimento-peso:  $W = a.SL^b$ .

A alimentação das espécies com ocorrência acima de 22 indivíduos e encontradas, simultaneamente, nos ambientes Floresta e Corredeira foi comparada com o intuito de verificar se havia diferenças na oferta de recursos nos dois ambientes. As espécies avaliadas foram *Poecilia vivipara* Bloch & Schneider 1801, *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard 1824), *Moenkhausia vittata* (Castelnau 1855), *Astyanax lacustris* (Lütken 1875) e *Astyanax intermedius* Eigenmann, 1908.

Os exemplares foram dissecados para a análise da alimentação e então tiveram seus estômagos removidos e inseridos em frascos etiquetados com a mesma identificação dos indivíduos dos quais foram removidos e conservados em álcool 70%. Logo após, cada estômago foi aberto e seu conteúdo foi vertido em placa de petri com papel milimetrado em que de cada quadrado possuía

dimensões de 0,1 x 0,1 cm. A avaliação do conteúdo estomacal foi efetuada com auxílio de microscópio estereoscópico até o menor nível taxonômico possível por meio de chaves de identificação e auxílio de especialistas. Os resultados obtidos foram avaliados através dos métodos de frequências de ponto ( $P_i$ ) e de ocorrência ( $F_o$ ) (Hynes, 1950), utilizados de forma combinada para se obter o índice alimentar (ou índice de importância relativa) ( $IA_i$ ) (Kawakami e Vazzoler, 1980; Fugi *et al.*, 1996; Vitule e Aranha, 2002), empregado para determinar a importância de cada item consumido na alimentação das espécies de peixes (Kawakami e Vazzoler, *op cit*). Não foram considerados espécimes com estômagos vazios e itens pouco informativos, como matéria orgânica, ou conteúdos não-alimentares, como areia, sedimento, entre outros.

O conteúdo dos estômagos foi separado em oito categorias alimentares com o intuito de facilitar a interpretação das guildas tróficas no nível interespecífico (Pouilly *et al.*, 2006). As categorias foram: algas (Bacillariophyta, Zygnemaficeae, Cyanophyceae, Oocystaceae), microcrustáceos (Branchiopoda, Copepoda, Cladocera, Ostracoda), moluscos (Gastropoda e Bivalvia), insetos aquáticos (juvenis e adultos), peixes (incluindo escamas), insetos terrestres (juvenis e adultos), demais invertebrados terrestres (Arachnida e Clitellata) e vegetais (incluindo sementes).

A biomassa dos itens alimentares foi estimada pela porcentagem de pontos de determinado item em relação ao peso do estômago.

As guildas tróficas foram determinadas de acordo com o índice alimentar, sendo consideradas dentro de uma determinada guilda aquelas espécies cujo  $IA_i$  de determinada categoria trófica fosse igual ou superior a 60%. O conceito de guilda trófica é importante pois nele as espécies não são agrupadas unicamente por sua semelhança taxonômica, mas também por sua similaridade ecológica (Wilson, 1999).

Os  $IA_i$ s das espécies foram comparados quanto à similaridade pelo índice de Bray-Curtis, com posterior análise de agrupamento (UPGMA) utilizando-se o software PAST v. 3.20 (Hammer *et al.*, 2001). Para as comparações entre períodos quente e frio foram computados dados de 23 indivíduos por espécie,

totalizando 460 animais (230 em cada estação), que em laboratório foram selecionados aleatoriamente (através da geração de números aleatórios) quando a quantidade coletada era superior ao número de espécimes a terem o estômago analisado.

A Análise Unidirecional de Similaridade (ANOSIM) foi aplicada para testar a hipótese de haver diferenças na alimentação durante as estações fria e quente nos dois pontos amostrados e a Rotina de Similaridade Percentual (SIMPER) foi aplicada sobre a matriz de IAI das espécies para determinar a contribuição dos itens alimentares para a diferença na alimentação destas espécies. Ambas as análises foram feitas utilizando-se o software PAST V. 3.20 (Hammer *et al.*, 2001).

A sobreposição de nicho trófico foi estimada de acordo com o Índice de Morisita adaptado (CH) (Horn, 1966),

$$CH_{JK} = \frac{2\sum_i^n p_{ij} \cdot p_{ik}}{\sum_i^n p_{ij}^2 + \sum_i^n p_{ik}^2}$$

onde  $n$  é o número de espécies únicas,  $p_{ij}$  é o número de indivíduos  $i$  na amostra  $j$  e  $p_{ik}$  é o número de indivíduos  $i$  na amostra  $k$ . Este índice varia de 0, quando não há sobreposição alimentar, a 1, quando a sobreposição é completa, sendo considerada alta quando a sobreposição foi superior a 0,6; média, quando entre 0,4 a 0,6; e baixa, quando inferior a 0,4 (Grossman, 1986).

A amplitude de nicho trófico foi calculada pelo índice de Levins (B),

$$B_i = \left[ (\sum_j P_{ij}^2)^{-1} - 1 \right] (n - 1)^{-1}$$

onde  $P_{ij}$  é a proporção do item  $j$  na dieta do predador  $i$  e  $n$  é o número de categorias alimentares. Este índice varia de 0, quando a espécie se alimenta de apenas um item a 1, quando a espécie se alimenta igualmente de uma vasta gama de itens (Krebs, 1999), tendo sido considerada alta, quando superior a 0,6; intermediária, quando entre 0,4 a 0,6; e baixa, quando inferior a 0,4 (Novakowski *et al.*, 2008). Esta medida visa aferir quantitativamente a especialização alimentar, sendo consideradas mais especialistas aquelas espécies cujo valor é

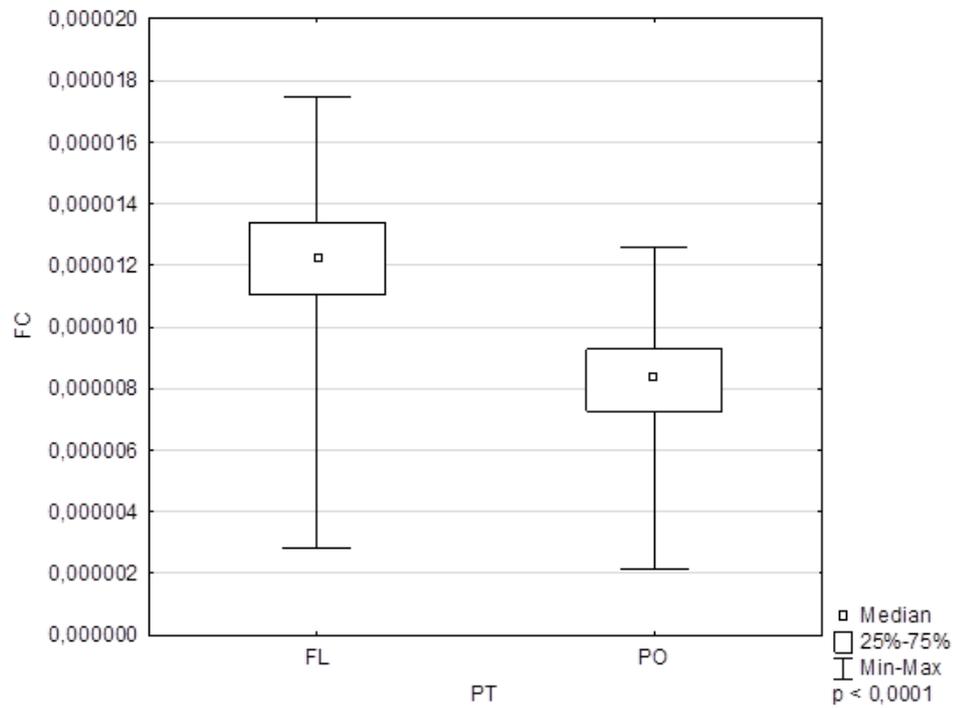
igual ou próximo a 0 e generalistas aquelas cujos valores estão mais próximos, ou são iguais, a 1 (Krebs, *op. cit.*). Todos estes índices foram baseados no  $IA_i$  das espécies. Os resultados desta análise foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis utilizando o software PAST v. 3.20 (Hammer *et al.*, 2001) para avaliar se havia diferenças significativas entre os pontos Floresta e Ponte durante as estações fria e quente.

## RESULTADOS

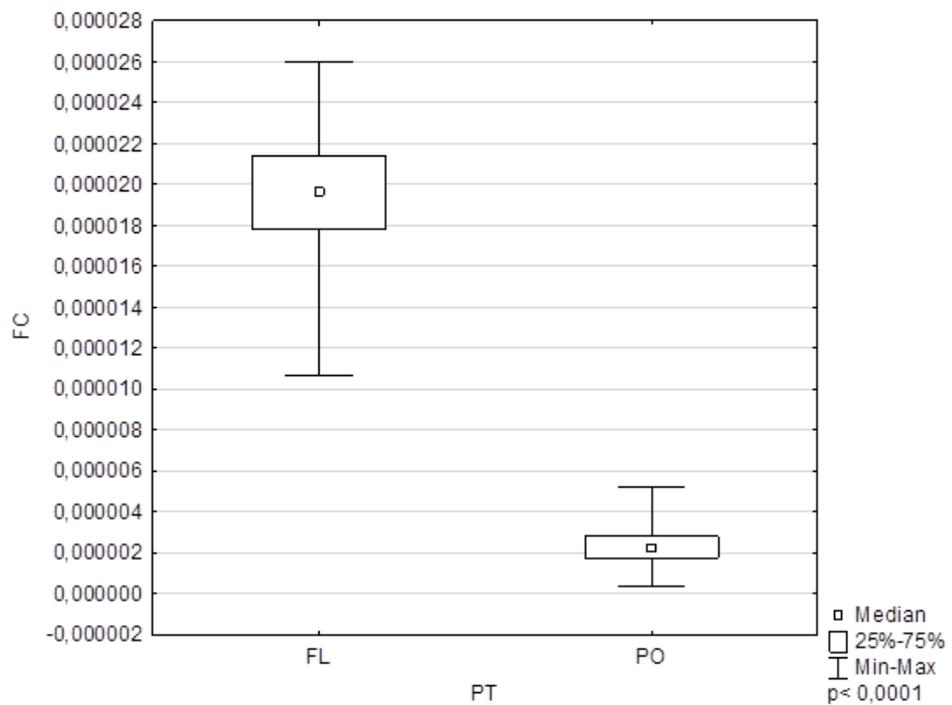
A densidade de indivíduos coletados, tanto na estação quente quanto na fria, foi superior no ponto Ponte (Tab. 1), porém, a comparação entre os Fatores de Condição das espécies coocorrentes demonstrou que, com exceção dos indivíduos do gênero *Astyanax* (Figs. 7 e 8), todas as espécies apresentaram maior FC no ponto Floresta (Figs. 4 - 6).

**Tabela 1.** Número de indivíduos coletados das espécies analisadas. Povi= *Poecilia vivipara*, Geobra= *Geophagus brasiliensis*, Movl= *Moenkhausia vittata*, Astla= *Astyanax lacustris*, Astin= *Astyanax intermedius*.

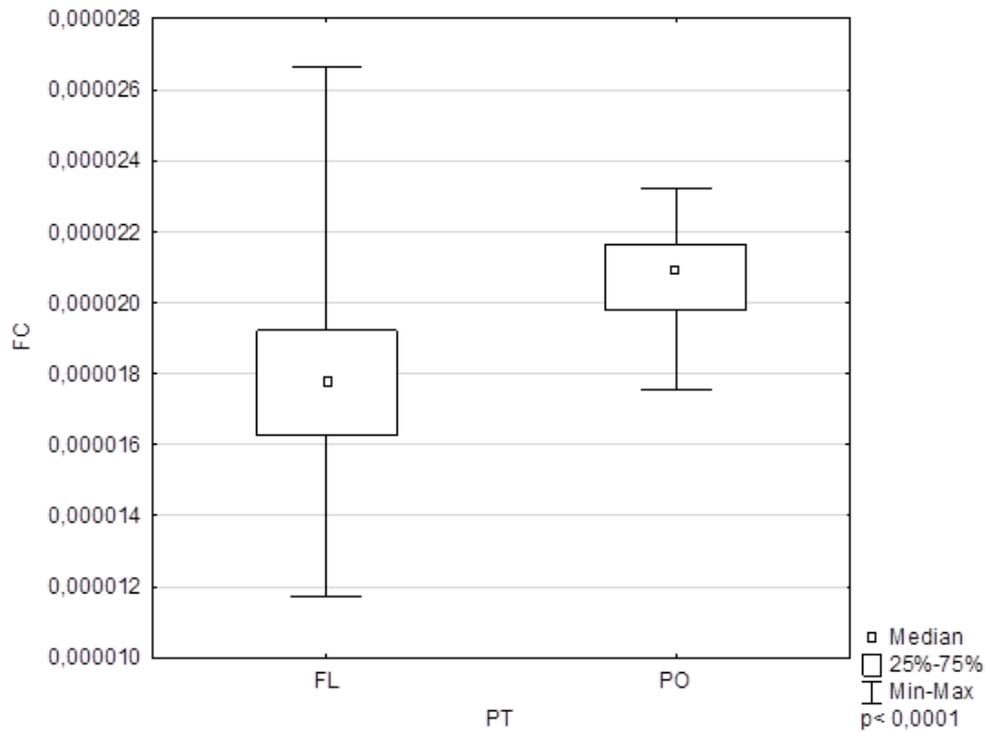
Espécies	Número de indivíduos						Total por espécie
	Floresta			Ponte			
	Quente	Fria	Total	Quente	Fria	Total	
Povi	352	129	<b>481</b>	597	171	<b>768</b>	<b>1249</b>
Geobra	59	44	<b>103</b>	191	55	<b>246</b>	<b>349</b>
Movi	36	29	<b>65</b>	7	58	<b>65</b>	<b>130</b>
Astla	29	7	<b>36</b>	23	13	<b>36</b>	<b>72</b>
Astin	3	23	<b>26</b>	17	92	<b>109</b>	<b>135</b>
<b>Total</b>	479	232	<b>711</b>	835	389	<b>1224</b>	<b>1935</b>



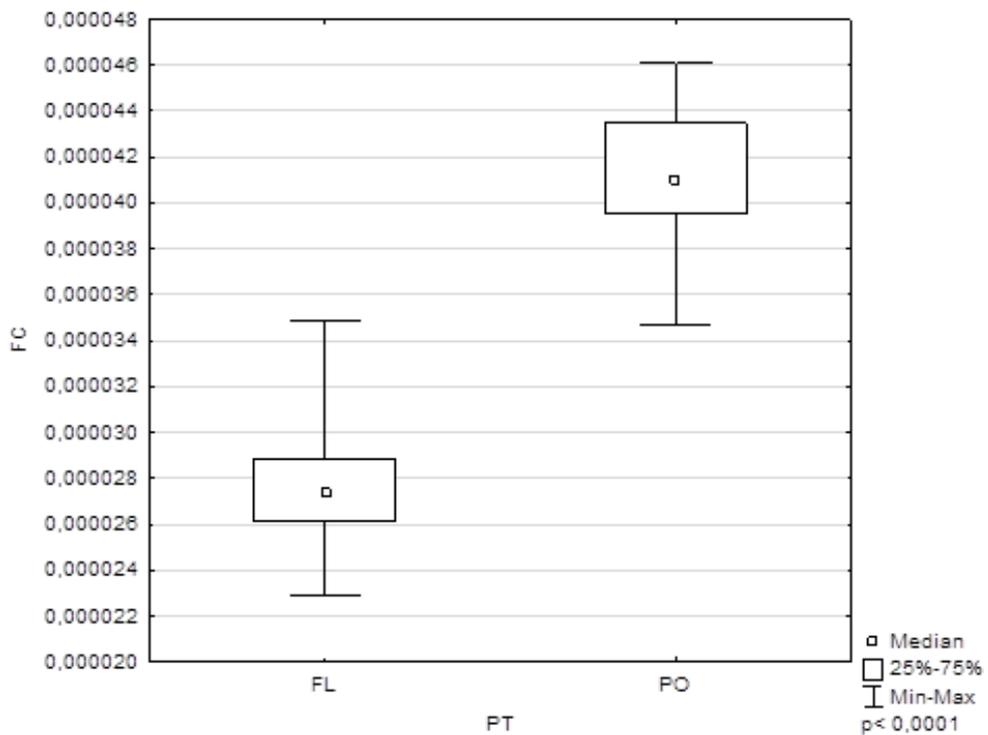
**Figura 4.** Comparação entre os Fatores de Condição (FC) de *Poecilia vivipara* ocorrente nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO) através do teste de Mann-Whitney.



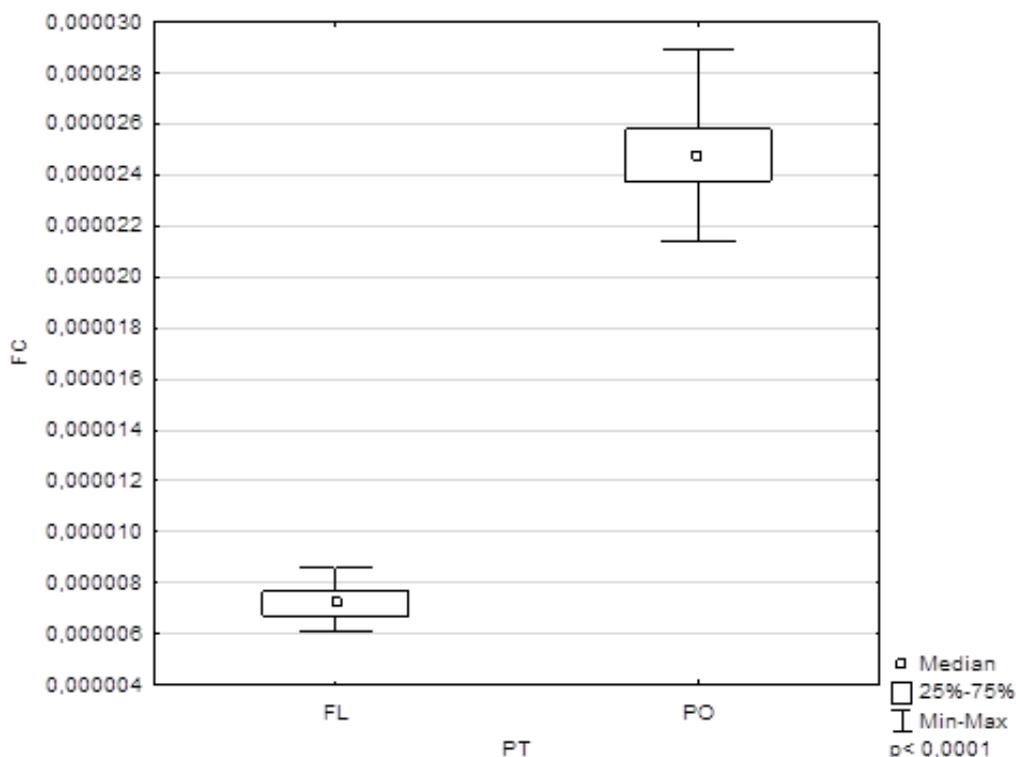
**Figura 5.** Comparação entre os Fatores de Condição (FC) de *Geophagus brasiliensis* com ocorrência nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO) através do teste de Mann-Whitney.



**Figura 6.** Comparação, através do teste de Mann-Whitney, dos Fatores de Condição (FC) de indivíduos de *Moenkhausia vittata* coletados, simultaneamente, nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO).



**Figura 7.** Comparação, através do teste de Mann-Whitney, entre os Fatores de Condição (FC) de indivíduos de *Astyanax lacustris* coletados nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO).



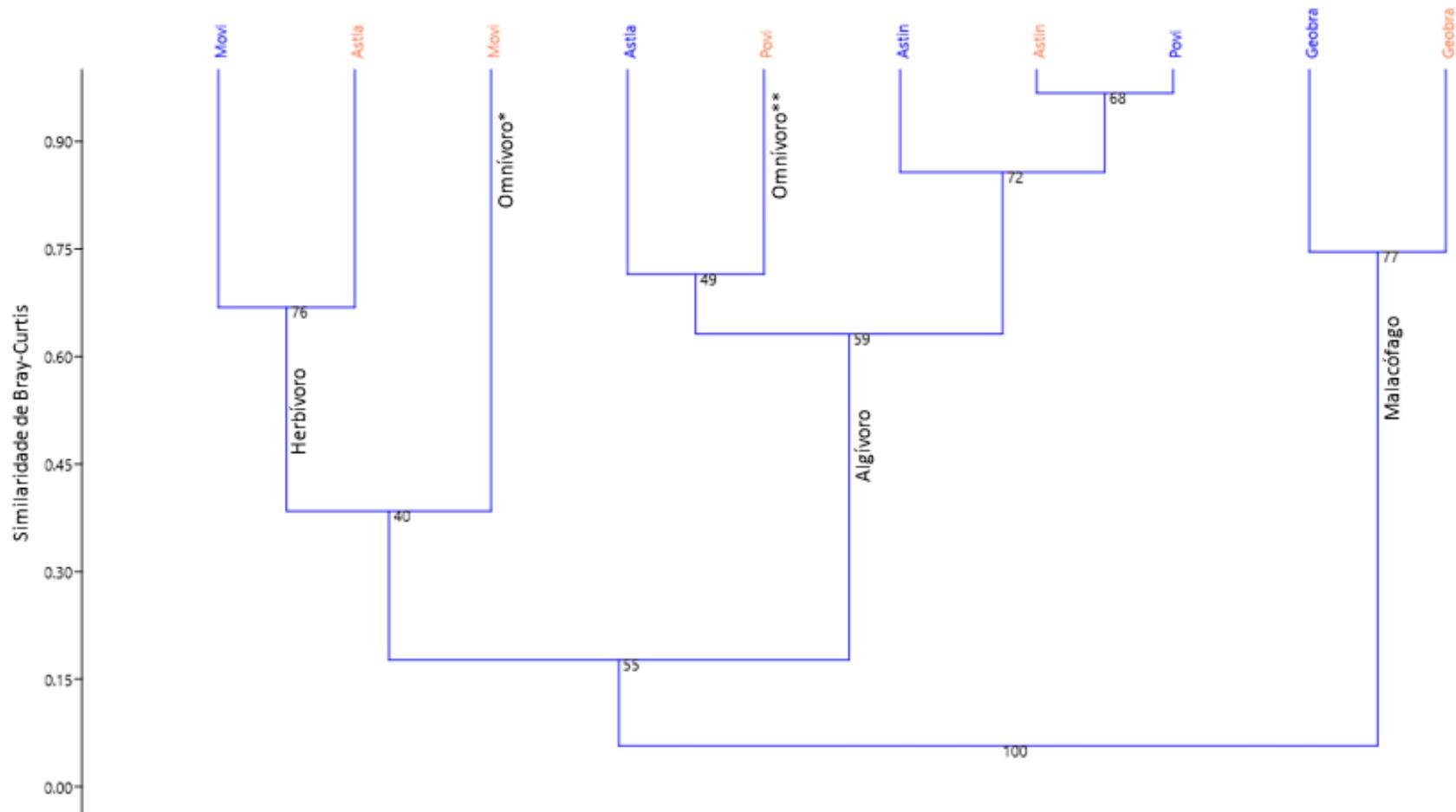
**Figura 8.** Teste de Mann-Whitney para comparação entre os Fatores de Condição (FC) de espécimes de *Astyanax intermedius* coletados nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO).

No ponto Floresta, durante a estação fria, foram detectadas três guildas tróficas (algívoro, malacófago e herbívoro), tendo sido determinadas quatro durante a estação quente (onívoro, malacófago, herbívoro e algívoro). No ponto Ponte foi possível identificar três diferentes guildas alimentares durante a estação fria (algívoro, insetívoro aquático e onívoro) e duas na estação quente (herbívoro e invertívoro aquático) (Tab. 2).

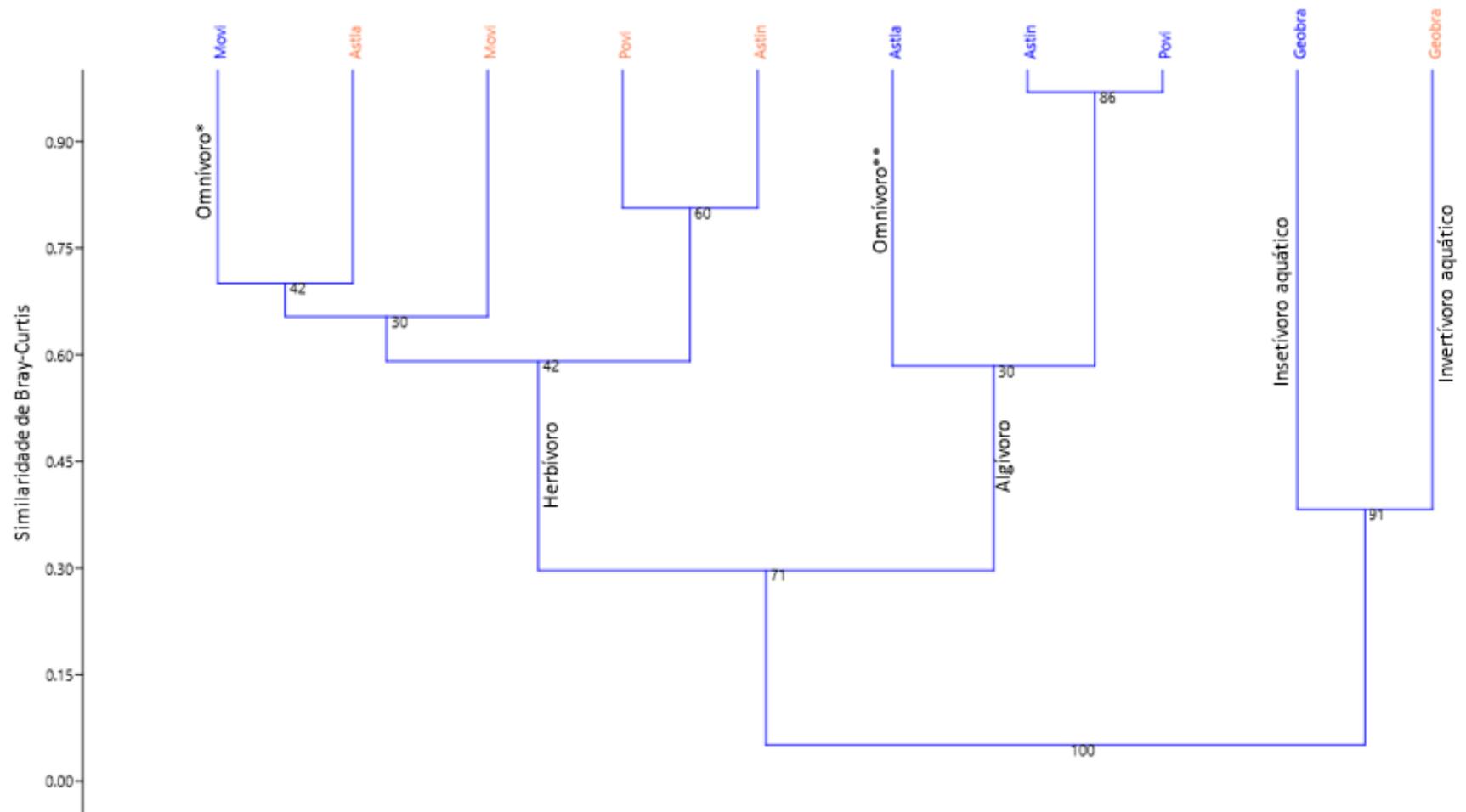
Foi observado que, no trecho menos florestado todas as espécies alteraram suas guildas entre os períodos quente e frio. No ponto Floresta, entretanto, as espécies *G. brasiliensis* e *A. intermedius* mantiveram o tipo de alimentação entre as estações. As análises de similaridade corroboram esta observação, pois pode-se verificar que enquanto no trecho Floresta as espécies tenderam a não variar sua alimentação entre as estações fria e quente (Fig. 9), mudanças na alimentação entre as estações ficam claras no ponto Ponte, como pode ser observado na Fig. 10.

**Tabela 2.** Padrões alimentares observados nos indivíduos de *Poecilia vivipara*, *Geophagus brasiliensis*, *Moenkhausia vittata*, *Astyanax lacustris* e *A. intermedius* amostrados nos pontos Floresta e Ponte durante as estações fria (F) e quente (Q), expressados em porcentagem do índice alimentar (%IA<sub>i</sub>). A guilda trófica é apresentada no início da tabela.

Tipo de item	Espécies	Floresta F					Floresta Q					Ponte F					Ponte Q					
		<i>P. vivipara</i>	<i>G. brasiliensis</i>	<i>M. vittata</i>	<i>A. lacustris</i>	<i>A. intermedius</i>	<i>P. vivipara</i>	<i>G. brasiliensis</i>	<i>M. vittata</i>	<i>A. lacustris</i>	<i>A. intermedius</i>	<i>P. vivipara</i>	<i>G. brasiliensis</i>	<i>M. vittata</i>	<i>A. lacustris</i>	<i>A. intermedius</i>	<i>P. vivipara</i>	<i>G. brasiliensis</i>	<i>M. vittata</i>	<i>A. lacustris</i>	<i>A. intermedius</i>	
		Nº de estômagos	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23
		Guilda	ALGÍVORO	MALACÓFAGO	HERBÍVORO	ALGÍVORO	ALGÍVORO	ONÍVORO	MALACÓFAGO	ONÍVORO	HERBÍVORO	ALGÍVORO	ALGÍVORO	INSETÍVORO AQUÁTICO	ONÍVORO	ONÍVORO	ALGÍVORO	HERBÍVORO	INVERTÍVORO AQUÁTICO	HERBÍVORO	HERBÍVORO	HERBÍVORO
		Categoria alimentar	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI	IAI
AUTÓCTONE	ALGAS	97,08%	0,15%	0,00%	63,97%	82,54%	52,34%	0,31%	0,27%	3,13%	96,19%	99,40%	4,23%	8,90%	56,39%	96,36%	40,00%	0,88%	0,00%	14,81%	40,00%	
	MICROCUSTÁCEOS	0,00%	0,15%	0,00%	0,00%	0,02%	22,43%	1,63%	24,86%	10,97%	0,00%	0,00%	0,70%	0,11%	0,00%	0,00%	3,84%	49,02%	0,00%	0,44%	0,00%	
	MOLUSCOS	0,00%	74,36%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	69,24%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	5,63%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
	TRICHOPTERA	0,00%	20,24%	0,05%	0,00%	4,98%	0,00%	0,68%	1,91%	0,06%	0,21%	0,00%	41,20%	0,00%	0,00%	0,02%	0,00%	0,10%	0,00%	0,00%	0,00%	
	EPHEMEROPTERA	1,09%	1,95%	0,00%	0,00%	1,22%	0,93%	14,36%	26,78%	0,22%	0,00%	0,00%	25,00%	0,44%	0,00%	0,05%	0,00%	13,56%	0,00%	0,00%	0,00%	
	ODONATA	0,00%	0,00%	0,00%	0,11%	0,00%	0,00%	0,06%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
	DIPTERA	1,09%	0,45%	0,19%	0,00%	2,73%	4,21%	10,79%	1,91%	3,02%	0,21%	0,00%	21,83%	1,00%	0,33%	0,06%	0,66%	31,73%	0,00%	4,72%	6,67%	
	HEMIPTERA	0,36%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,03%	0,00%	0,84%	0,00%	0,00%	0,70%	0,44%	0,00%	0,00%	1,85%	3,14%	0,67%	0,00%	0,00%	
	COLEOPTERA	0,00%	0,30%	0,25%	0,47%	0,13%	0,00%	0,12%	0,00%	1,40%	0,00%	0,00%	0,35%	0,78%	0,00%	0,00%	0,00%	0,10%	2,67%	0,51%	0,00%	
PEIXES	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	11,75%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	26,89%	0,00%	0,00%	0,00%	28,67%	3,39%	0,00%		
ALÓCTONE	INSETO TERRESTRE	0,00%	0,00%	0,11%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
	COLLEMBOLA	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,10%	0,00%	0,00%	0,00%	
	COLEOPTERA	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,09%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
	DERMAPTERA	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,93%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
	LEPIDOPTERA	0,00%	0,00%	0,27%	0,04%	0,05%	0,00%	0,00%	0,00%	3,81%	0,00%	0,00%	0,00%	0,44%	0,00%	0,02%	0,00%	0,29%	0,00%	0,00%	0,00%	
	DIPTERA	0,00%	0,00%	0,05%	0,00%	0,07%	0,00%	0,00%	0,00%	0,50%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,26%	0,00%	
	FORMICIDAE	0,00%	0,00%	3,68%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	7,50%	0,00%	0,00%	0,00%	20,36%	0,00%	0,07%	0,00%	0,00%	4,00%	0,02%	13,33%	
	HYMENOPTERA	0,00%	0,00%	5,35%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,64%	0,06%	0,00%	0,00%	0,00%	2,67%	0,16%	0,07%	0,00%	0,00%	0,00%	0,11%	0,00%	
	DEMAIS INVERTEBRADOS TERRESTRES	0,00%	0,00%	0,00%	1,22%	0,00%	0,00%	0,92%	0,27%	6,21%	0,00%	0,00%	0,35%	7,23%	0,00%	0,00%	0,00%	0,59%	0,00%	1,81%	0,00%	
VEGETAL	0,36%	2,40%	90,04%	34,19%	8,17%	19,16%	1,85%	30,60%	62,28%	3,38%	0,60%	0,00%	57,62%	16,23%	3,36%	53,64%	0,49%	64,00%	73,93%	40,00%		



**Figura 9.** Dendrograma de similaridade (distância de Bray-curtis) baseado nos IAs de *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas no trecho Floresta durante as estações fria (azul) e quente (laranja). \* - Onívoro com tendência a herbivoria; \*\* - Onívoro com tendência a algivoria.



**Figura 10.** Dendrograma de similaridade (distância de Bray-curtis) baseado nos IAs de *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas no trecho Ponte durante as estações fria (azul) e quente (laranja). \* - Onívoro com tendência a herbivoria; \*\* - Onívoro com tendência a algivoria.

Os resultados das análises de sobreposição alimentar pelo índice de Morisita adaptado estão mostradas nas Tabs. 3 a 6 abaixo e demonstram que o ponto Ponte foi o que apresentou o maior número de espécies com altas sobreposições alimentares durante a estação quente (seis). Neste ponto, a Análise Unidirecional de Similaridade indicou não haver diferenças significativas na alimentação entre as estações ( $p = 0,18$ ); porém, o SIMPER indicou que há sinais de que os itens fragmento vegetal (25,74%) e Chlorophyceae (25,25%) contribuíram para 75,03 de dissimilaridade média. Na estação fria, Floresta e Ponte apresentaram o mesmo número de espécies com altas sobreposições alimentares (três). No ponto mais florestado, apesar do ANOSIN não ter demonstrado haver diferença na alimentação entre as estações ( $p = 0,58$ ), o SIMPER indicou haver indícios de que os itens alimentares Chlorophyceae (27,21%) e fragmento vegetal (20,16%) foram os que mais contribuíram para 75,06 de dissimilaridade média.

**Tabela 3.** Resultados obtidos com o índice de Morisita adaptado no ponto Ponte para as espécies *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas durante a estação quente. Valores em destaque indicam sobreposição alimentar alta.

	Povi	Geobra	Movi	Astla	Astin
Povi	1				
Geobra	0,05013	1			
Movi	<b>0,790641</b>	0,006435	1		
Astla	<b>0,885818</b>	0,035114	<b>0,905014</b>	1	
Astin	<b>0,765527</b>	0,052836	<b>0,624934</b>	<b>0,784068</b>	1

**Tabela 4.** Resultados obtidos com o índice de Morisita adaptado no ponto Ponte para as espécies *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas durante a estação fria. Valores em destaque indicam sobreposição alimentar alta.

	Povi	Geobra	Movi	Astla	Astin
Povi	1				
Geobra	0,022331	1			
Movi	0,133964	0,001708	1		
Astla	<b>0,779808</b>	0,007763	0,357613	1	
Astin	<b>0,954708</b>	0,012582	0,171123	<b>0,84244</b>	1

**Tabela 5.** Resultados obtidos com o índice de Morisita adaptado no ponto Floresta para as espécies *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas durante a estação quente. Valores em destaque indicam sobreposição alimentar alta.

	Povi	Geobra	Movi	Astla	Astin
<b>Povi</b>	1				
<b>Geobra</b>	0,043559	1			
<b>Movi</b>	0,486626	0,043598	1		
<b>Astla</b>	0,43965	0,039722	<b>0,688995</b>	1	
<b>Astin</b>	<b>0,652807</b>	0,006726	0,024721	0,044425	1

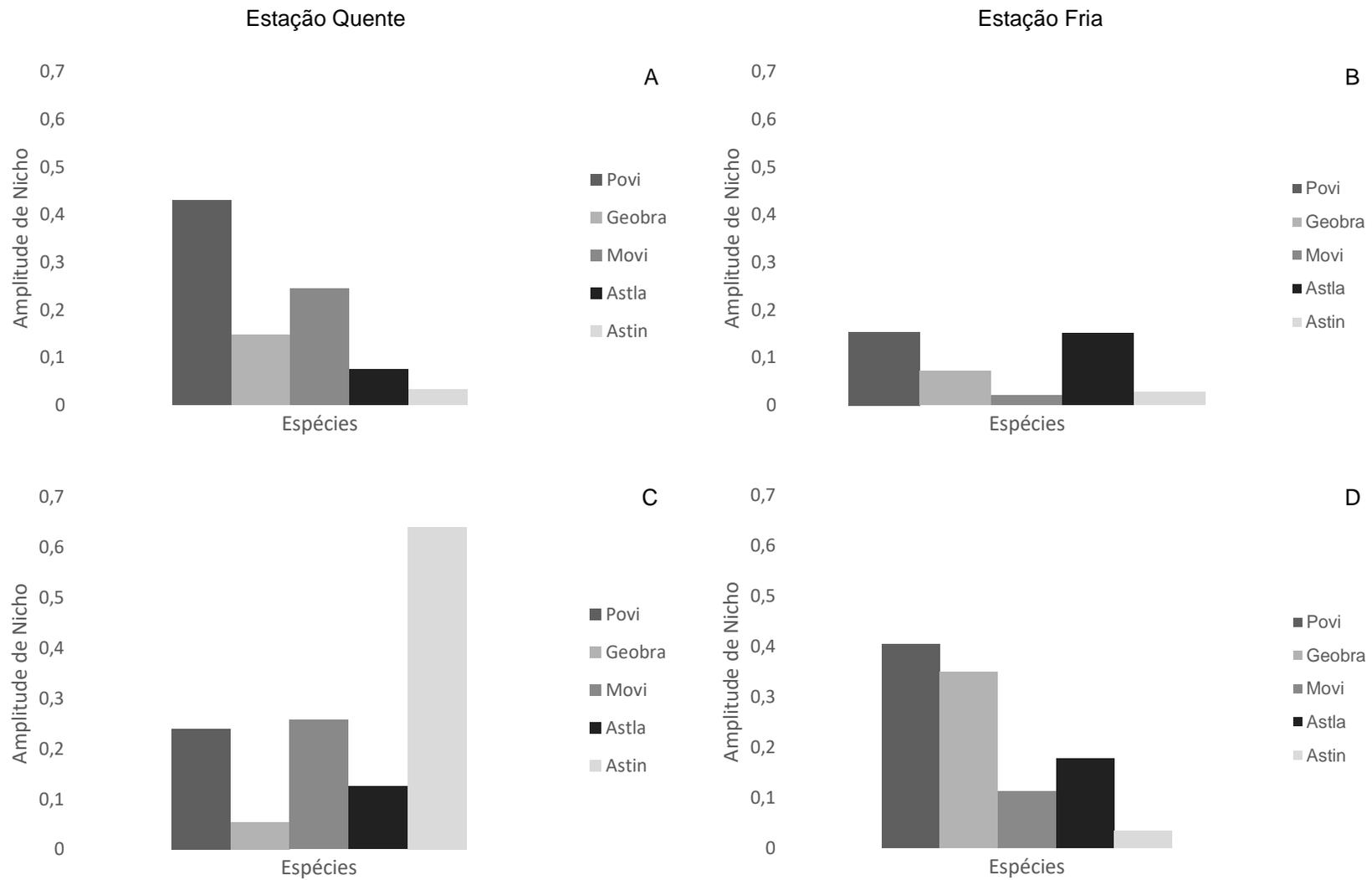
**Tabela 6.** Resultados obtidos com o índice de Morisita adaptado no ponto Ponte para as espécies *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletadas durante a estação fria. Valores em destaque indicam sobreposição alimentar alta.

	Povi	Geobra	Movi	Astla	Astin
<b>Povi</b>	1				
<b>Geobra</b>	0,002333	1			
<b>Movi</b>	0,00544	0,031007	1		
<b>Astla</b>	<b>0,82572</b>	0,016428	0,456917	1	
<b>Astin</b>	<b>0,909578</b>	0,021478	0,100086	<b>0,917569</b>	1

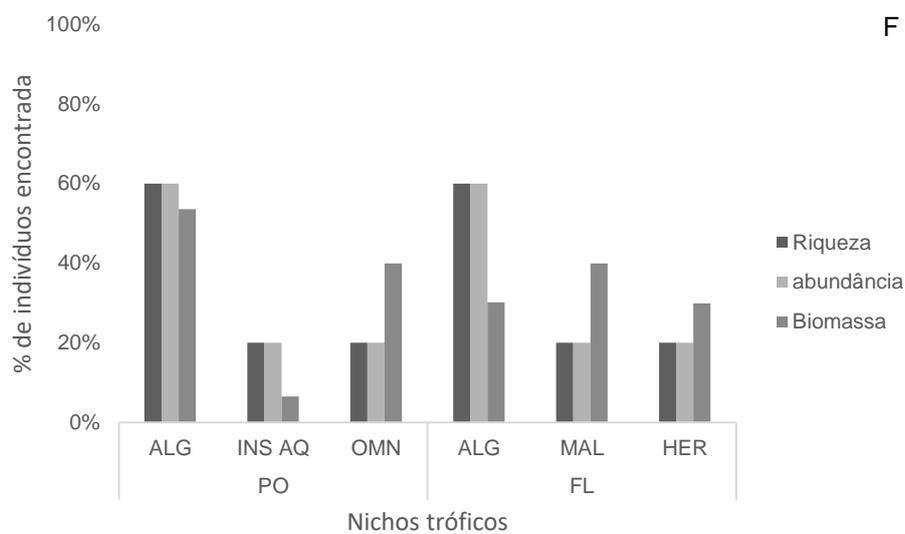
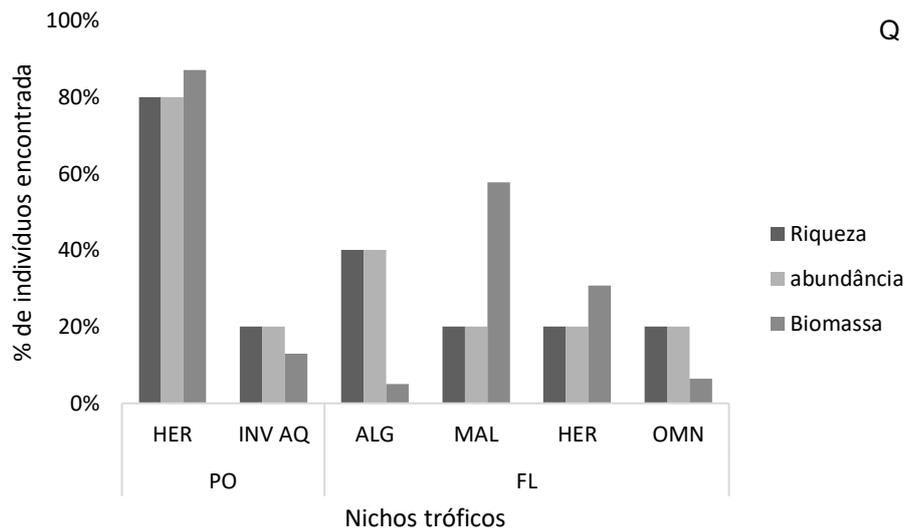
No ponto Floresta, durante a estação quente, a maioria das espécies analisadas apresentaram baixa amplitude alimentar (Fig. 11 A), com uma grande riqueza de espécies algívoras (40% das espécies analisadas), mas com biomassa de indivíduos malacófagos maior que os demais (58% dos indivíduos avaliados) (Fig. 12 Q). Neste ponto, durante o período frio, todas as espécies apresentaram baixa amplitude alimentar (Fig. 11 B), com altas riqueza e abundância de espécies algívoras e maior biomassa de indivíduos malacófagos (Fig. 12 F).

No ponto Ponte, durante o período quente, as espécies analisadas apresentaram, essencialmente, baixa amplitude alimentar (Fig. 11 C), com maiores riqueza, abundância e biomassa de herbívoros (Fig. 12 Q). Na estação fria, *P. vivipara* apresentou amplitude alimentar média, enquanto as demais espécies apresentaram valores baixos para este índice (Fig. 11 D). Neste período, os maiores valores de riqueza, abundância e biomassa foram de algívoros (Fig. 12 F).

Apesar dos resultados obtidos, o teste de Kruskal-Wallis demonstrou não haver diferenças significativas para a comparação entre os valores de amplitude de nicho obtidos para as cinco espécies encontradas simultaneamente nos dois pontos analisados ( $p = 0,32$ ).

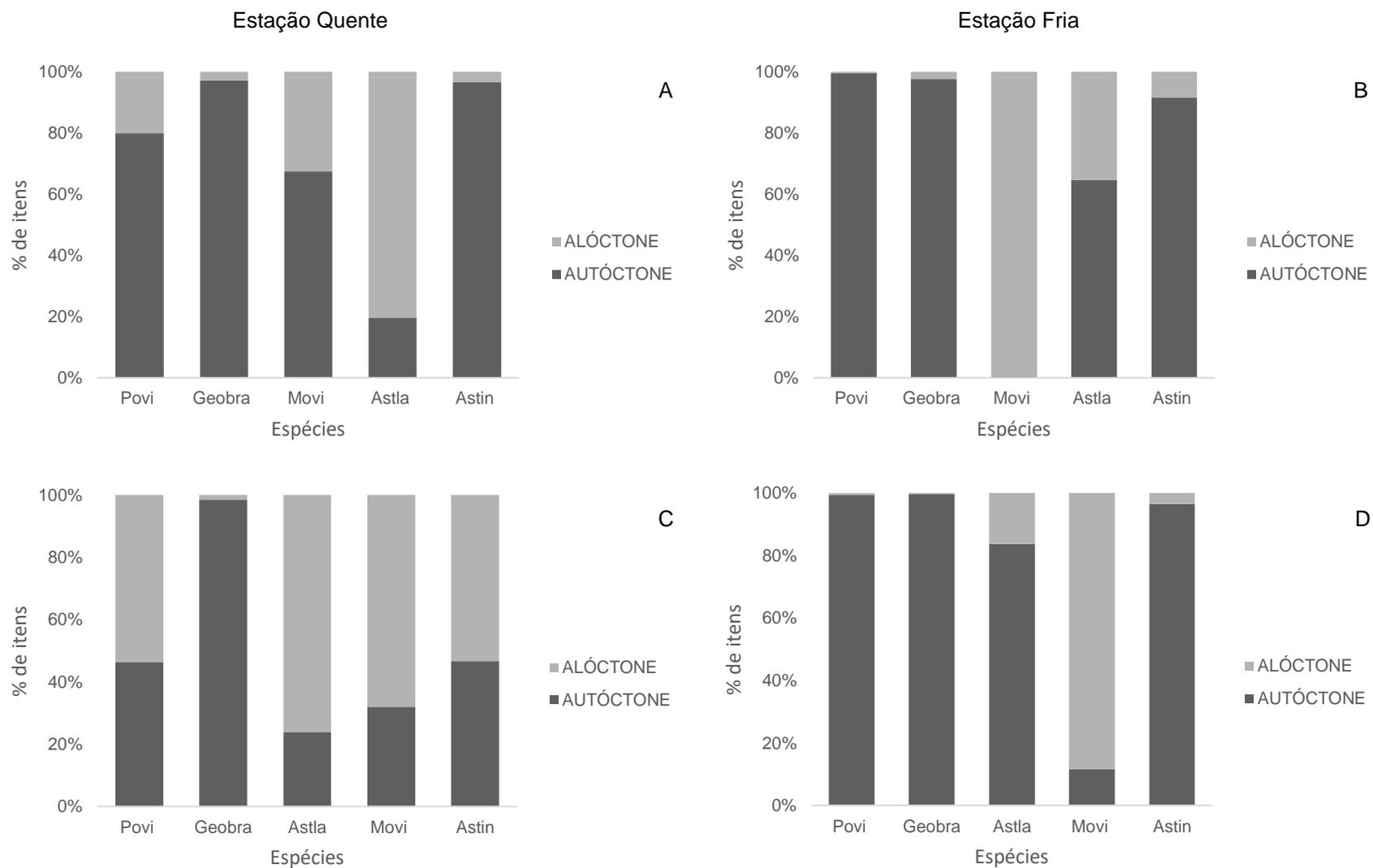


**Figura 11.** Amplitude de Nicho (índice de Levins) baseado nos IAs de *P. vivipara* (Povi), *G. brasiliensis* (Geobra), *M. vittata* (Movi), *A. lacustris* (Astla) e *A. intermedius* (Astin) coletados nos trechos Floresta (A e B) e Ponte (C e D).



**Figura 12.** Estrutura trófica das assembleias de peixes coletadas nos pontos Floresta (FL) e Ponte (PO) durante as estações quente (Q) e fria (F). HER: herbívoro; INV AQ: invertívoro aquático; ALG: algívoro; MAL: malacófago; OMN: onívoro; INS AQ: insetívoro aquático.

Como pode ser observado na Fig. 13, em ambos os pontos a alimentação é preponderantemente autóctone, com duas exceções: *A. lacustris*, que apresentou alimentação alóctone durante a estação quente nos dois pontos e consumo predominante de vegetais; e *M. vittata*, com a mesma preferência alimentar durante as duas estações no ponto Ponte e durante o período frio no ponto Floresta. No ponto menos florestado, *P. vivipara* e *A. intermedius* mantiveram consumo equilibrado de itens autóctones e alóctones, com alto consumo de algas (autóctone) e vegetais (alóctone) (vide Tab. 2).



**Figura 13.** Porcentagem de itens autóctones e alóctones ingeridos pelas espécies analisadas nos pontos Floresta (A e B) e Ponte (C e D) durante as estações quente e fria. Povi: *P. vivipara*; Geobra: *G. brasiliensis*; Movi: *M. vittata*; Astla: *A. lacustris*; Astin: *A. intermedius*.

## DISCUSSÃO

A mata ripária é muito importante para a comunidade de peixes por fornecer ambiente diversificado, oferecendo uma alta gama de nichos que podem ser explorados e por proporcionar ambiente favorável para o desenvolvimento de uma ampla gama de invertebrados aquáticos e terrestres (Pusey e Arthington, 2003). Sua remoção pode causar grandes prejuízos para o corpo hídrico e para a comunidade aquática pois resulta em maior carreamento de sedimento para o leito do rio, o que o torna cada vez mais raso, turvo e homogêneo, além de aumentar a incidência solar, prejudicando a produtividade primária do ambiente aquático e reduzindo a oferta alimentar para os peixes (Pusey e Arthington, *op cit.*).

Uma das características de ambientes mais impactados é a redução na diversidade de espécies mais sensíveis e aumento daquelas mais tolerantes (Klein, 1979). No presente estudo, a maior abundância de indivíduos coletados no ponto Ponte, quando comparado ao Floresta (um total de 1224 no primeiro contra 711 do segundo), se deve principalmente à alta densidade de *P. vivipara*, sugerindo que este ambiente se encontra mais impactado, uma vez que o gênero *Poecilia* tem sido apontado por alguns autores como altamente resistente, com alta plasticidade trófica e associado a ambientes degradados (Cunico *et al.*, 2006; Casatti *et al.*, 2009; Lobón-Cerviá *et al.* 2016; Collins *et al.*, 2016).

Outro indício de menor qualidade do ponto Ponte está nos resultados obtidos com o fator de condição. Este fator reflete a alimentação recente dos indivíduos (Vazzoler, 1996), podendo ser um indicativo de melhor qualidade do ambiente ou de melhor aproveitamento dos recursos disponíveis. No ponto Ponte, apenas duas espécies, *A. lacustris* e *A. intermedius*, apresentaram FCs maiores que no ambiente Floresta, indício de menor quantidade de recursos disponíveis e de maior facilidade de exploração do ambiente mais impactado por estas espécies. Isso condiz com o que foi encontrado por Bojsen (2005), em trabalho realizado na Amazônia equatoriana, uma vez que o autor conseguiu determinar que a espécie *A. zonatus* era pouco influenciada pela remoção da mata ripária, tendo associado isso ao fato desta espécie ser onívora e com grande capacidade de exploração dos recursos do ambiente. Outros indicativos

de maior impacto no ponto Ponte são o baixo número de guildas tróficas, seguido de um grande número de espécies com sobreposições alimentares altas, indícios de maior homogeneização do ambiente e oferta de poucos itens alimentares, situação típica de locais com maior perturbação antrópica (Casatti *et al.*, 2006; Casatti *et al.*, 2012). Como a dieta é um reflexo do que está disponível no ambiente (Wootton, 1990), é possível que a alta sobreposição alimentar no ponto Ponte esteja associada à utilização compartilhada dos recursos algas e vegetais, principalmente devido à baixa profundidade e alta insolação, o que propicia o desenvolvimento das algas (Esteves e Suzuki, 2011), bem como a substituição da mata ripária por pastagem, que possibilita maior proliferação de gramíneas nas margens (Pusey e Arthington, 2003 e autores por eles citados). Neste ponto, tais resultados vão ao encontro da teoria do forrageamento ótimo (Wootton, *op. cit.*; Gerking, 1994) que prega que, dentro de uma gama de itens alimentares disponíveis em um determinado ambiente, os indivíduos vão sempre optar pelas presas mais vantajosas, ou seja, aquelas cujo custo de captura é minimizado. Lowe-McConnell (1999) também cita exemplos de compartilhamento de fontes alimentares por peixes quando estas se encontram em excesso, reforçando essa teoria. Pode-se então inferir que, no presente estudo, as categorias alimentares Algas e vegetais, encontrados em abundância nos estômagos da maioria das espécies, são as que estavam disponíveis em grande abundância nos ambientes Ponte e Floresta.

A mata ripária oferece abrigo, regula o fluxo de água e fornece matéria orgânica para o corpo hídrico, auxiliando na manutenção da estrutura dos habitats (Barrella *et al.*, 2009). Além disso, suas raízes atuam na estabilidade das margens, evitando o assoreamento, e atuam como filtros contra poluentes, como os derivados das atividades agrícolas, e metais pesados (Klein, 1979 e autores por eles citados; Naiman *et al.*, 2005; Miranda, 2012). Espera-se, portanto, que ambientes mais preservados possuam uma menor variação nas dimensões do nicho, o que aumenta a previsibilidade ambiental e as possibilidades para a manutenção da diversidade. Em função disso, a partir de uma das dimensões do nicho – a alimentação – de fato se observou que houve uma tendência à manutenção das guildas tróficas no ponto Floresta, o que é indicado pelo fato de *G. brasiliensis* e *A. intermedius* manterem a guilda alimentar

entre as estações fria e quente. Mesmo entre as que mudaram de guilda, a mudança foi suave, como por exemplo *P. vivipara*, que durante o período frio apresentou alimentação baseada principalmente em algas e na estação quente passou a se comportar como onívora com tendência à algivoria (*vide* Tab. 2). No ambiente Ponte todas as espécies alteraram suas guildas entre as estações e, com exceção de *M. vittata*, que passou de uma alimentação onívora com tendência à herbivoria na estação fria para a guilda herbívora no período quente, as demais espécies tiveram alterações drásticas na alimentação (*vide* Tab. 2). Além disso, no ponto Floresta, o baixo número de espécies por guilda no período quente somado à baixa amplitude alimentar observada pela maioria das espécies entre as duas estações, são também indícios de maior estabilidade ambiental desse local. Um baixo número de indivíduos por guilda, segundo Novakowski *et al.* (2008) é um indicativo de uma distribuição mais ou menos equilibrada dos recursos alimentares explorados, indicando que neste ponto está havendo partilha de recursos pela comunidade de peixes como uma forma de se evitar a competição por alimento (Schoener, 1974; Matthews, 1998).

A variação nos IAI e na ocorrência dos itens alimentares entre as diferentes estações são um reflexo da flexibilidade trófica em função da adaptabilidade das espécies estudadas, caracterizada por Gerking (1994) como a capacidade de uma determinada espécie tirar vantagem energeticamente de um recurso alimentar mais disponível e, conseqüentemente, mais fácil de ser encontrado e predado, dentro de um certo intervalo de tempo.

Mudanças na alimentação são comuns em generalistas e podem ocorrer quando um tipo de alimento, antes abundante, se torna escasso, fazendo com que a espécie altere sua alimentação para outra mais abundante (Wootton, 1990). Isso foi observado em *G. brasiliensis* no ponto Ponte, visto que o item microcrustáceos foi muito frequente nos estômagos da espécie durante a estação quente (IAI = 49,02%), enquanto o item Trichoptera, amplamente consumido pela espécie durante a estação fria (IAI = 41,20%), se tornou escasso nos estômagos no período de maior temperatura. Segundo Gerking (*op cit.*) tal comportamento decorre de respostas a modificações do ambiente, e como locais mais impactados tendem a ser mais vulneráveis, acredita-se que as mudanças

de guildas entre as estações no ponto Ponte sejam um reflexo dessa instabilidade.

Vários autores, e como já discutido acima, associam a degradação ambiental com a remoção da mata ripária (e. g.: Naiman *et al.*, 2005; Winemiller *et al.*, 2008; CASATTI *et al.*, 2012; Lobón-Cerviá *et al.*, 2016) e em tais ambientes degradados, segundo Zeni e Casatti (2014), é comum o maior consumo de itens autóctones, enquanto que em rios mais heterogêneos, florestados, a abundância e a biomassa são maiores de insetívoros terrestres e herbívoros. No presente estudo, a alimentação em ambos os pontos foi predominantemente autóctone, um indício de que a bacia do rio Itaúnas está degradada no todo. Porém, Zeni e Casatti (*op. cit.*) também ressaltam que ambientes degradados são caracterizados pelo baixo número de guildas tróficas e a presença de um maior número destas no ambiente florestado pode ser, portanto, um indicativo de que, mesmo a bacia estando, como um todo, altamente degradada, o pequeno fragmento de mata ainda apresenta indícios de que este é um local que oferece maiores nichos a serem explorados pela comunidade de peixes.

É possível concluir, portanto, que mesmo em ambientes altamente degradados, os pequenos fragmentos de mata são importantes para a manutenção da biota aquática, uma vez que se mantêm mais estáveis e oferecem uma maior gama de nichos a serem explorados. Por esse motivo salienta-se aqui a importância da manutenção e ampliação das áreas florestadas na bacia do rio Itaúnas, além de que se intensifiquem os trabalhos de levantamento da fauna e estudos ecológicos que deem subsídios para a implementação de políticas públicas que visem a recuperação desta drenagem, a fim de que a água neste corpo hídrico não se torne ainda mais escassa e os ambientes aquáticos de mais baixa qualidade ambiental.

## REFERÊNCIAS

- ANA – Hidroweb – Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/cd4/index.htm>. Acesso em 19 de mar. 2017.
- Barrela, W.; Petrere-Jr., M.; Simith, W.S.; Montag, L.F.A. 2009. As Relações Entre as Matas Ciliares, os Rios e os Peixes. In Matas Ciliares: Conservação

- e Recuperação (Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F., orgs). Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 187 – 207.
- Campanili, M.; Prochnow, M. 2006. Mata Atlântica – uma rede pela floresta. Brasília: RMA, 332p.
- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A.M.; Castro, R.M.C. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol, 66 no 02b, p. 681 – 696.
- Casatti, L.; Ferreira C.P.; F.R. Carvalho. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, vol. 632, p. 273 – 283.
- Casatti, L.; Teresa, F.B.; Gonçalves-Souza, T.; Bessa, E.; Manzotti, A.R.; gonçalves, C.S.; zeni, J.O. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, vol. 10 no. 1, p. 205 – 214.
- Collins, S.M.; Kohler, T.J.; Thomas, S.A.; Fetzer, W.W.; Flecker, A.S. 2016. The importance of terrestrial subsidies in stream food webs varies along a stream size gradient. *Oikos*, vol. 125, p. 674 – 685.
- Cunico, A.M.; Agostinho, A.A.; Latini, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 23, no. 4, p. 1101 – 1110.
- Esteves, F.A.; Suzuki, M.S. 2011. Comunidade Fitoplanctônica. In: ESTEVES, F.A. (Coord.) *Fundamentos de Limnologia*. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 375 – 445.
- Fugi R., Agostinho A.A.; Hahn N.S. 2001. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Revista Brasileira de Biologia* vol. 61 no 1, p. 27 – 33.
- Gerking, S.D. 1994. *Feeding ecology of fishes*. San Diego, Academic Press, 416 p.
- Grossman, G.D. 1986. Food resource partitioning in a rocky intertidal fish assemblage. *Journal of Zoology* vol. 1, p. 317 – 355.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- Horn, H.S. 1966. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *The American Naturalist* vol. 100 no 904, p. 419 – 424.
- Hynes, H.B.N. 1950. The Food of Fresh-Water Sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a Review of Methods Used in Studies of the Food of Fishes. *Journal of Animal Ecology*, vol. 19, p. 36 – 58.
- IBGE, Censo Agropecuário 2017 - Resultados preliminares. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/pedro-canario/pesquisa/24/76693>. Acesso em 01 de fev. 2019.

- Kawakami E., Vazzoler G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. Boletim do Instituto Oceanográfico, vol. 29 no 02, p. 205 – 207.
- Klein, R.D. 1979. Urbanization and stream quality impairment. Water Resources Bulletin, vol.15 no 04, p. 948 – 963.
- Krebs, C.J. 1999. Ecological methodology. Addison Wesley Longman, New York., XII+654p.
- Leite, G.F.M.; Silva, F.T.C.; Gonçalves, J.F.J.; Salles, P. 2015. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. Hydrobiologia, vol. 762, p. 223 – 238.
- Lima, W.P.; zakia, M.J.B. 2001. Hidrologia de Matas Ciliares. In Matas Ciliares: Conservação e Recuperação (RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F., orgs). Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 33 – 44.
- Lobón-Cerviá, J.; Mazzoni, R.; Rezende, C.F. 2016. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. Journal of Fish Biology, vol. 89, p. 50 – 64.
- Lorion, C.M; Kennedy, B.P. 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. Freshwater Biology, vol. 54, p. 165 – 180.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Tradução de Anna Emília A.M. Vazzoler; Angelo Antonio Agostinho; Patrícia T.M. Cunningham, São Paulo, EDUSP, 535p.
- Magurran, A.E., 2013. Medindo a Diversidade Biológica. Tradução de D.M. Viana. Editora da UFPR, Curitiba, 261 p.
- Matthews, W.J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. New York, Chapman & Hall, 756p.
- Meador, M.R.; Goldstein, R.M. 2003. Assessing Water Quality at Large Geographic Scales: Relations Among Land Use, Water Physicochemistry, Riparian Condition, and Fish Community Structure. Environmental Management, vol. 31, no. 4, p. 504 – 517.
- Miranda, J.C. 2012. Ameaças aos peixes de riachos da Mata Atlântica. Natureza on line, vol. 10 no 03, p. 136 – 139.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature vol. 403, p. 853 – 858.
- Naiman, R.J., Décamps H.; McClain M.E. 2005. Riparia: ecology, conservation and management of streamside communities. Elsevier, San Diego, California, USA, XV+430p.
- Nakano, S.; Murakami, M. 2001. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America, vol. 98, p. 166 – 170.
- Novakowski, G.C.; Hahn, N.S.; Fugui R. 2008. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. Neotropical Ichthyology vol. 6 no 4, p. 567 – 576.

- Pouilly, M., Barrera, S; Rosales, C. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of sh assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). *Journal of Fish Biology*, vol. 68, p. 137-156.
- Pusey, B.J.; Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, vol. 54, p. 1 – 16.
- Reis, R. 2013. Conserving the freshwater fishes of South America. *International Zoo Yearbook*, vol. 47, p. 65 – 70.
- Rodrigues, R.R. 2001. Florestas Ciliares? In *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação* (RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F., orgs). Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 91 – 107.
- Schoener, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, vol. 185, p. 27 – 39.
- Vazzoler, A.E.A. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM, 169p.
- Vitule, J.R.S.; Aranha, J.M.R. 2002. Ecologia alimentar do lambari, *Deuterodon langei* Travassos, 1957 (Characidae, Tetragonopterinae), de diferentes tamanhos em um riacho da Floresta Atlântica, Paraná (Brasil). *Acta Biológica Paranaense* vol. 31 no 1 – 4, p. 137 – 150.
- Wilson, J.B. 1999. Guilds, Functional Types and Ecological Groups. *Oikos*, vol. 86, no. 3, p. 507 – 522.
- Winemiller, K.O.; Agostinho, A.A.; Caramaschi, E.P. 2008. Fish ecology in tropical streams. In DUDGEON, D., ed. *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, Academic Press, p. 107 – 146.
- Wootton, R.J. 1990. *Ecology of teleost fishes*. Chapman and Hall Ltd., London, XII+415p.
- Zeni, J.O.; Casatti, L. 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, vol. 726, p. 259–270.

## CONCLUSÃO GERAL

Os resultados desta tese permitem concluir que a bacia do rio Itaúnas está em processo de homogeneização, um possível resultado do intenso uso da terra e consumo inconsciente da água para irrigação. São apontados como principais indícios de impacto antrópico a presença de espécies alóctones, ausência de pontos com Índice de Integridade de Hábitat dentro da classe alto e dominância de espécies tolerantes.

Apesar de altamente impactada, os pequenos fragmentos de mata indicam haver maior estabilidade, principalmente devido à ausência de espécies não-nativas, além das comparações entre os FCs das espécies coletadas no ambiente florestado com as capturadas em locais mais degradados indicarem maior estabilidade do hábitat.

Com relação à alimentação, o baixo número de espécies por guilda no ponto Floresta no período quente somado à baixa amplitude alimentar observada pela maioria das espécies entre as duas estações são também indícios de maior estabilidade desse local.

Sendo assim, pode-se inferir que mesmo em ambientes altamente degradados, fragmentos de mata são locais de maior estabilidade, tornando-se importantes para a manutenção da biota aquática. Por isso, é de extrema urgência a implementação de políticas públicas com o intuito de manter os fragmentos de mata existentes no rio Itaúnas e também ampliá-los ao longo da bacia, a fim de que sejam reduzidos os impactos pelos quais esta bacia tem sido submetida.

## REFERÊNCIAS CITADAS NO PREFÁCIO

- Campanili, M.; Prochnow, M. 2006. Mata Atlântica – uma rede pela floresta. Brasília: RMA, 332p.
- Duboc, L.F.; V. Abilhoa. 2003. A ictiofauna do Parque Natural Municipal das Grutas de Botuverá (Botuverá – SC) e alguns aspectos de sua conservação. Estudos de Biologia vol. 25 no. 53, p. 39 – 49.
- Jornal A Gazeta, 2019. Plano de Emergência Para a Água não Faltar. Edição do dia 07 de abril de 2019, Caderno Cidades, p. 8 – 10.
- UFV. 2008. Atlas dos Ecossistemas do Espírito Santo. SEMA, Viçosa, Minas Gerais. 504 p.

## ANEXO I

Habitat characteristics used in evaluation of sampling sites for HII calculations

	Characteristic	Condition	Score
F1	Land use pattern beyond the riparian zone	Primary continue forest/100 ha fragment/10 ha fragment	6
		<i>Cecropia</i> secondary forest/mixed secondary forest	5
		<i>Vismia</i> secondary forest	4
		Pasture	3
		Perennial crops	2
		Short-cycle crops/exposed soil	1
F2	Width of riparian forest	Continuous forest	6
		Forest width between 30 and 100 m	5
		Forest width between 5 and 30 m	4
		Forest width between 1 and 5 m	3
		Riparian forest absent, but some shrub species and pioneer trees	2
		Riparian forest and shrub vegetation absent	1
F3	Completeness of riparian forest	Riparian forest intact without breaks in vegetation	4
		Breaks occurring at intervals of >50 m	3
		Breaks frequent with gullies and scars at every 50 m	2
		Deeply scarred with gullies all along its length	1
F4	Vegetation of riparian zone within 10 m of channel	More than 90% plant density by non-pioneer trees or shrubs	4
		Mixed pioneer species and mature trees	3
		Mixed grasses and sparse pioneer trees and shrubs	2
		Grasses and few tree shrubs	1
F5	Retention devices	Channel with rocks and/or old logs firmly set in place	4
		Rocks and/or logs present but backfilled with sediment	3
		Retention devices loose, moving with floods	2
		Channel of loose sandy silt, few channel obstructions	1
F6	Channel sediments	Little or no channel enlargement resulting from sediment accumulation	4
F7	Bank structure	Banks inconspicuous	5
		Banks stable, with rock and soil held firmly by grasses, shrubs, or tree roots	4
		Banks firm but loosely held by grasses and shrubs	3
		Banks of loose soil held by a sparse layer of grass and shrubs	2
		Banks unstable, easily disturbed, with loose soil or sand	1
F8	Bank undercutting	Little, not evident or restricted to areas with tree root support	4
		Cutting only on curves and at constrictions	3
		Cutting frequent, undercutting of banks and roots	2
		Severe cutting along channel, banks falling in	1
F9	Stream bottom	Stone bottom of several sizes packed together, interstices obvious	4
		Stone bottom easily moved, with little silt	3
		Bottom of silt, gravel, and sand, stable in some places	2
		Uniform bottom of sand and silt loosely held together, stony substrate absent	1
F10	Riffles and pools, or meanders	Distinct, occurring at intervals of 5–7× the stream width	4
		Irregularly spaced	3
		Long pools separating short riffles, meanders absent	2
		Meanders and riffle/pools absent or stream corrected	1
F11	Aquatic vegetation	When present, consists of moss and patches of algae	4
		Algae dominant in pools, vascular plants along edge	3
		Algal mats present, some vascular plants, few mosses	2
		Algal mats cover bottom, vascular plants dominate channel	1
F12	Detritus	Mainly consisting of leaves and wood, without sediment	5
		Mainly consisting of leaves and wood, with sediment	4
		Few leaves and wood, fine organic debris, with sediment	3
		No leaves or woody debris, coarse and fine organic matter, with sediment	2
		Fine anaerobic sediment, no coarse debris	1

## ANEXO II

### Números de tomo dos peixes coletados

***Astyanax lacustris*** CZNC 1993(01), CZNC 2005(01), CZNC 2008(05), CZNC 2042(03), CZNC 2055(19), CZNC 2070(02), CZNC 2096(11), CZNC 2111(163), CZNC 2116(04), CZNC 2135(04), CZNC 2143(16), CZNC 2273(01), CZNC 2417(01), CZNC 2423(15), CZNC 2428(05), CZNC 2458(26), CZNC 2460(03), CZNC 2474(01), CZNC 2477(06), CZNC 2490(09), CZNC 2538(06), CZNC 2588(01), CZNC 2593(16), CZNC 2599(25), CZNC 2605(02), CZNC 2631(03), CZNC 2717(02), CZNC 2759(03), CZNC 2780(03). ***Astyanax sp. 1 aff. intermedius*** CZNC 2112(190), CZNC 1709(92), CZNC 1982(90), CZNC 1991(8), CZNC 2004(85), CZNC 2014(58), CZNC 2046(49), CZNC 2056(9), CZNC 2087(185), CZNC 2097(401), CZNC 2140(1), CZNC 2488(03), CZNC 2493(02), CZNC 2586(12), CZNC 2595(16), CZNC 2600(03), CZNC 2608(24), CZNC 2615(04), CZNC 2623(07), CZNC 2716(03), CZNC 2741(19), CZNC 2755(18), CZNC 2761(13). ***Astyanax sp. 6*** CZNC 2071(20), CZNC 2117(58), CZNC 2130(33). ***Australoheros capixaba*** CZNC 2016(1), CZNC 2019(2), CZNC 2032(1), CZNC 2049(6), CZNC 2065(37), CZNC 2090(5), CZNC 2142(31), CZNC 2253(02), CZNC 2433(01), CZNC 2610(02), CZNC 2625(03), CZNC 2715(03), CZNC 2753(03), CZNC 2779(02). ***Awaous tajacica*** CZNC 2017(1). ***Callichthys callichthys*** CZNC 2106(2). ***Characidium sp. "cricaré"*** CZNC 1706(3), CZNC 1983(36), CZNC 1996(4), CZNC 2013(37), CZNC 2050(2), CZNC 2069(21), CZNC 2099(2), CZNC 2122(4), CZNC 2590(01), CZNC 2626(02), CZNC 2729(09), CZNC 2756(06), CZNC 2418(02). ***Characidium sp. 2*** CZNC 1984(7), CZNC 1995(2), CZNC 2043(1), CZNC 2078(12), CZNC 2125(5), CZNC 2137(1). ***Characidium sp. aff. "zebra"*** CZNC 2006(1), CZNC 2048(1), CZNC 2079(2), CZNC 2124(2). ***Cichla kelberi*** CZNC 2457(01). ***Clarias gariepinus*** CZNC 1310(1), CZNC 1311(1), CZNC 2127(32). ***Coptodon rendalli*** CZNC 2036(1). ***Corydoras nattereri*** CZNC 2010(1), CZNC 2040(3), CZNC 2067(3), CZNC 2107(1), CZNC 2121(1), CZNC 2268(05), CZNC 2414(01), CZNC 2425(10), CZNC 2431(27), CZNC 2621(02). ***Cyphocharax gilbert*** CZNC 1999(1), CZNC 2589(01), CZNC 2627(01), CZNC 2758(01). ***Geophagus brasiliensis*** CZNC 1411(3), CZNC 1707(30), CZNC 1976(44), CZNC 1987(7), CZNC 2000(6), CZNC 2009(36), CZNC 2018(1), CZNC 2020(1), CZNC 2027(1), CZNC 2030(3), CZNC 2033(1), CZNC 2037(1), CZNC 2041(44), CZNC 2052(92), CZNC 2058(7), CZNC 2064(64), CZNC 2091(5), CZNC 2101(1), CZNC 2113(73), CZNC 2133(44), CZNC 2267(102), CZNC 2413(39), CZNC 2420(03), CZNC 2424(02), CZNC 2429(31), CZNC 2435(41), CZNC 2454(01), CZNC 2462(03), CZNC 2478(45), CZNC 2491(04), CZNC 2539(04), CZNC 2591(06), CZNC 2596(03), CZNC 2598(12), CZNC 2602(02), CZNC 2609(21), CZNC 2617(05), CZNC 2622(20), CZNC 2720(03), CZNC 2730(04), CZNC 2762(33), CZNC 2778(01). ***Gymnotus carapo*** CZNC 2088(3). ***Hoplias malabaricus*** CZNC 1702(2), CZNC 1989(2), CZNC 2024(1), CZNC 2034(3), CZNC 2038(11), CZNC 2051(4), CZNC 2066(2), CZNC 2089(1), CZNC 2095(2), CZNC 2108(2), CZNC 2119(17), 2129(1), CZNC 2132(17), CZNC 2141(7), CZNC 2270(02), CZNC 2416(02), CZNC 2455(01), CZNC 2611(01). ***Hyphessobrycon bifasciatus*** CZNC 1703(26), CZNC 1981(22), CZNC 2002(24), CZNC 2045(38), CZNC 2057(50), CZNC 2060(46), CZNC 2072(9), CZNC 2081(4), CZNC 2084(33), CZNC 2092(33), CZNC 2105(4), CZNC 2123(118), CZNC 2146(1), CZNC 2271(01). ***Hyphessobrycon reticulatus***

CZNC 1985(1), CZNC 2082(3), CZNC 2085(2), CZNC 2147(8). **Hypostomus scabriceps** CZNC 2419(03), CZNC 2432(02), CZNC 2484(02), CZNC 2487(06), CZNC 2584(02), CZNC 2603(01), CZNC 2620(01), CZNC 2629(01), CZNC 2719(01), CZNC 2776(01). **Leporinus copelandii** CZNC 1979(1), CZNC 2075(1), CZNC 2114(3). **Mimagoniates microlepis** CZNC 1986(2), CZNC 1994(1), CZNC 2059(20), CZNC 2083(53), CZNC 2098(214). **Moenkhausia vittata** CZNC 1978(11), CZNC 1997(8), CZNC 2011(40), CZNC 2021(1), CZNC 2272(01), CZNC 2421(02), CZNC 2434(03), CZNC 2456(01), CZNC 2476(01), CZNC 2483(01), CZNC 2486(04), CZNC 2492(01), CZNC 2587(15), CZNC 2594(06), CZNC 2606(02), CZNC 2607(07), CZNC 2616(01), CZNC 2624(05), CZNC 2714(10), CZNC 2728(14), CZNC 2754(16), CZNC 2760(12). **Oligosarcus acutirostris** CZNC 1998(1), CZNC 2044(2), CZNC 2120(4), CZNC 2136(2). **Oreochromis niloticus** CZNC 2109(6), CZNC 2128(13). **Otothyris travassosi** CZNC 1704(1), CZNC 1977(4), CZNC 2003(1), CZNC 2012(21), CZNC 2039(8), CZNC 2063(1), CZNC 2775(05), CZNC 2777(02). **Parauchenipterus striatulus** CZNC 2031(1), CZNC 2077(1), CZNC 2613(01). **Phalloceros ocellatus** CZNC 2061(60), CZNC 2080(3), CZNC 2086(60), CZNC 2093(36), CZNC 2102(40), CZNC 2148(40). **Pimelodella lateristriga** CZNC 1705(1) CZNC 1990(3) CZNC 2068(5), CZNC 2100(2). **Poecilia reticulata** CZNC 2054(11), CZNC 2110(93), CZNC 2139(3). **Poecilia vivipara** CZNC 1329(20), CZNC 1412(8), CZNC 1416(41), CZNC 1708(54), CZNC 1980(40), CZNC 1992(181), CZNC 2001(37), CZNC 2007(112), CZNC 2015(21), CZNC 2023(65), CZNC 2025(5), CZNC 2028(37), CZNC 2035(15), CNZC 2047(374), CZNC 2053(108), CZNC 2062(17), CZNC 2073(295), CZNC 2094(8), CZNC 2103(16), CZNC 2118(100), CZNC 2131(5), CZNC 2138(204), CZNC 2144(99), CZNC 2254(19), CZNC 2264(07), CZNC 2265(01), CZNC 2269(230), CZNC 2415(162), CZNC 2422(159), CZNC 2426(77), CZNC 2430(61), CZNC 2436(67), CZNC 2452(37), CZNC 2453(28), CZNC 2459(30), CZNC 2461(96), CZNC 2475(36), CZNC 2479(111), CZNC 2485(29), CZNC 2489(42), CZNC 2494(22), CZNC 2540(49), CZNC 2585(03), CZNC 2592(09), CZNC 2597(87), CZNC 2601(01), CZNC 2604(03), CZNC 2614(90), CZNC 2618(16), CZNC 2619(08), CZNC 2628(18), CZNC 2630(16), CZNC 2632(12), CZNC 2718(16), CZNC 2727(18), CZNC 2742(13), CZNC 2757(09), CZNC 2763(12). **Rhamdia quelen** CZNC 2074(2), CZNC 2115(1), CZNC 2126(6). **Synbranchus marmoratus** CZNC 2145(1), CZNC 2104(4). **Trichomycterus pradensis** CZNC 1988(2), CZNC 2022(12), CZNC 2026(1), CZNC 2029(7), CZNC 2076(1), CZNC 2134(8), CZNC 2427(01), CZNC 2437(24).