

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARIELE PASUCH DE CAMARGO

**DISTRIBUIÇÃO, DINÂMICA REPRODUTIVA E CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA
DA RESERVA NATURAL SALTO MORATO, GUARAQUEÇABA, PARANÁ**

CURITIBA

2018

MARIELE PASUCH DE CAMARGO

**DISTRIBUIÇÃO, DINÂMICA REPRODUTIVA E CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA
DA RESERVA NATURAL SALTO MORATO, GUARAQUEÇABA, PARANÁ**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Zoologia, no Curso de Pós-Graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Rocha Aranha

CURITIBA

2018

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Telma Terezinha Stresser de Assis –CRB/9-944)

Camargo, Mariele Pasuch de
Distribuição, dinâmica reprodutiva e conservação da ictiofauna da Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná. / Mariele Pasuch de Camargo.
– Curitiba, 2018.
104 p. : il. ; 30cm.

Orientador: José Marcelo Rocha Aranha
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

1. Ictiologia. 2. Reprodução. 3. Conservação. I. Título. II. Aranha, José Marcelo Rocha. III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

CDD (20. ed.) 597



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ZOOLOGIA

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ZOOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **MARIELE PASUCH DE CAMARGO MORATO, GUARAQUEÇABA, PARANÁ**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

São José dos Pinhais, 20 de Fevereiro de 2018.

JOSE MARCELO ROCHA ARANHA
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

VINICIUS ABILHOA

Avaliador Interno (UFPR)

ALMIR PETERSEN BARRETO

Avaliador Externo (PUC/PR)

Dedico este trabalho aos meus familiares e amigos, e a todos aqueles que apreciam a interessante dinâmica reprodutiva e a conservação dos peixes de água doce.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pelo dom da vida e por me permitir concluir mais uma importante etapa.

Aos meus familiares, sobretudo os meus pais, por me apoiarem em todas as etapas, me incentivarem à continuidade dos estudos, me ouvirem e por me amarem. Agradeço também ao empréstimo do carro em algumas coletas e pelo sempre bem-vindo “paitrocínio”.

Ao meu namorado e melhor amigo Paulo Cremones, não sei mensurar o quanto sou grata por estar ao meu lado em todos os momentos, por ser meu grande incentivador e minha inspiração na vida e na carreira acadêmica. Você me acompanhou em todas as coletas e se tornou praticamente um ictiólogo!

À minha amiga e colega de graduação e de mestrado Sara, sua companhia em Curitiba, dividindo apartamento e trabalhos, nas longas horas de viagens e nas produtivas conversas foram fundamentais para passar por alguns momentos, tornando-os mais leves e divertidos. Obrigada por dividir comigo essa experiência! Luana, mainha, grata a você por tudo, pela amizade construída através da pós-graduação, por toda ajuda, pelos domingos de turismo e por me mostrar excelência em tudo que faz. Espero levar sua amizade para a vida.

Aos meus amigos e colegas do LABEV pelas divertidas horas nas viagens e nas coletas e pelo convívio diário no laboratório. Levarei para sempre o que aprendi com cada um de vocês e sou muito grata pelas contribuições a este trabalho.

Ao meu orientador pela paciência, pelo incentivo, por compartilhar sua sabedoria e seu tempo comigo. Certamente levarei muitos ensinamentos para minha vida profissional e pessoal, principalmente a ter “calma, mulher, uma coisa de cada vez”...

À coorientadora Márcia. Desde o início de minha trajetória no laboratório sempre contei muito com suas dicas, ensinamentos e conselhos. Agradeço também por disponibilizar a Penélope em nossas viagens, ela faz parte desse projeto. Obrigada por tudo professora, sei que ganhei uma grande amiga.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia e à UFPR pelos recursos e equipamentos disponibilizados. À Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza por acreditar na relevância do projeto e pelo patrocínio desta pesquisa. Espero poder contribuir com a gestão dessa importante RPPN.

*“Não é sobre chegar no topo do mundo e saber que venceu,
é sobre escalar e sentir que o caminho te fortaleceu”*

Trem Bala – Ana Vilela

RESUMO

Rios litorâneos de Mata Atlântica caracterizam-se por apresentarem elevadas taxas de diversidade e altos graus de endemismos para a fauna de peixes. No entanto, essa fauna tem sido pouco documentada, principalmente em relação aos aspectos reprodutivos das espécies que permitem adotar estratégias eficazes de manejo e conservação. Sendo assim, este estudo teve como objetivo determinar as espécies que ocorrem no Rio Morato, na RPPN Salto Morato, litoral paranaense, descrever os aspectos reprodutivos das principais espécies e verificar como as mesmas utilizam os diferentes trechos do rio para completarem o ciclo de vida, analisando assim a efetividade da reserva na conservação da ictiofauna. Foram realizadas coletas no período de Novembro/2016 à Outubro/2017, utilizando-se redes de arrasto, peneiras e redes de espera em 3 pontos do rio no interior da reserva (Aquário, Camping, Falsa Baiana) e um externo à RPPN. As coletas foram conduzidas em um trecho de aproximadamente 50 metros durante 1 hora, sendo que os peixes coletados foram fixados em formalina 10% e transferidos para álcool 70% no Laboratório de Ecologia de Vertebrados da UFPR. Para cada indivíduo determinou-se o sexo e aferiu-se medidas de comprimento, peso do animal e das gônadas. Para o período reprodutivo, calculou-se o Índice Gonadossomático, o Índice de Atividade Reprodutiva e o Fator de Condição Gonadal. Foram coletadas 28 espécies, de 5 ordens e 13 famílias. As espécies mais frequentes para as quais se descreveu o ciclo reprodutivo foram *Characidium lanei*, *Characidium pterostictum*, *Deuterodon langei*, *Mimagoniates microlepis*, *Ancistrus multispinis*, *Kronichthys lacerta*, *Schizolecis guntheri* e a espécie vivípara *Phalloceros pellos*. De maneira geral, os maiores valores dos indicadores reprodutivos foram obtidos nos meses de novembro à fevereiro, indicando o período reprodutivo das principais espécies. Embora importante analisar separadamente a reprodução de cada táxon, pôde-se verificar maior atividade nos meses de verão, corroborando com o descrito na literatura para espécies de Mata Atlântica. Quanto aos diferentes pontos amostrais e a efetividade da reserva, obteve-se reprodução ocorrendo no interior da RPPN. Contudo, algumas espécies cujos jovens ocorreram em maior frequência nos pontos a jusante dependem da integridade desses trechos para completarem o ciclo reprodutivo.

Palavras-chave: Gradiente longitudinal. Unidades de Conservação. Estratégias reprodutivas. Riacho costeiro.

ABSTRACT

Coast rivers of Atlantic Forest are characterized by high diversity rates and high degrees of endemism for fish fauna. However, this fauna has been poorly documented, especially in relation to the reproductive aspects of the species that allow to adopt efficient strategies of management and conservation. Therefore, the purpose of this study was to determine the species that occur in the Morato River, in the Salto Morato, Paraná coast, to describe the reproductive aspects of the main species and to verify how they use the different stretches of the river to complete their life cycle, analyzing the effectiveness of the reserve in the ichthyofauna conservation. Collections were realized from November/2016 to October/2017, using dragnets, mesh sieves and gillnets at 3 points of the river inside the reserve (Aquário, Camping, Falsa Baiana) and one outside the RPPN. The collections were realized in a stretch of approximately 50 meters for an hour, and the fish collected were fixed in 10% formalin and transferred to 70% alcohol in the UFPR Vertebrate Ecology Laboratory. For each individual the sex was determined, measure the length, weight of the animal and the gonad. For the reproductive period, were calculated the Gonadosomatic Index, Reproductive Activity Index and Gonadal Condition Factor. We collected 28 species, of 5 orders and 13 families. The most frequent species for which the reproductive cycle was described were *Characidium lanei*, *Characidium pterostictum*, *Deuterodon langei*, *Mimagoniates microlepis*, *Ancistrus multispinis*, *Kronichthys lacerta*, *Schizolecis guntheri* and the living specie *Phalloceros pellos*. In general, the highest mean IGS values were obtained in November to February, indicating the reproductive period of the main species. Although it is important to analyze separately the reproduction of each taxon, it was possible to verify greater activity in the summer months, corroborating with that described in the literature for species of Atlantic Forest. Regarding the different sampling points and the effectiveness of the reserve, reproduction occurred within the RPPN. However, some species whose juveniles occurred more frequently at the downstream sites depend on the integrity of these stretches to complete the reproductive cycle.

Key-words: Longitudinal gradient. Conservation units. Reproductive strategies. Coast stream.

LISTA DE FIGURA

FIGURA 1. Localização da Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil (A, B e C) e dos respectivos pontos de coleta (Aquário, Camping, Falsa Baiana e Ponto Externo – D).....	34
FIGURA 2. Pontos amostrais (Aquário - 1, Camping - 2, Falsa Baiana - 3 e Ponto Externo - 4)	35
FIGURA 3. <i>Trichomycterus cf. alternatus</i> , primeiro registro da espécie para a RPPN Salto Morato.....	40
FIGURA 4. <i>Trichomycterus cf. davisii</i> , primeiro registro da espécie para a RPPN Salto Morato.....	40
FIGURA 5. Curva de acumulação de espécies de peixes do rio Morato (linha contínua de cor preta), intervalo de confiança de 95% (linha tracejada). Estimadores de riqueza Jackknife (linha laranjada) e Chao 2 (linha azul). Os dados de abundância das espécies são referentes a 8 meses de coleta nos 4 pontos distintos, totalizando 32 unidades amostrais.....	42
FIGURA 6. Ocorrência das classes de comprimento (número de espécimes) de <i>Characidium lanei</i> ao longo dos pontos amostrais.....	45
FIGURA 7. Valores médios de IGS de machos e fêmeas da espécie <i>Characidium lanei</i> nos meses de coleta.	46
FIGURA 8. Médias mensais do Fator de Condição Gonadal para machos e fêmeas da espécie <i>Characidium lanei</i> nos meses amostrados.	47
FIGURA 9. Número de indivíduos amostrados para cada classe de comprimento da espécie <i>Characidium pterostictum</i> em cada um dos pontos amostrais.....	48
FIGURA 10. Valores médios do Índice Gonadossomático de machos e fêmeas de <i>Characidium pterostictum</i> nos meses amostrados.....	49
FIGURA 11. Médias do Fator de Condição Gonadal de <i>Characidium pterostictum</i> para machos e fêmeas nos oito meses de coleta.....	50
FIGURA 12. Número de espécimes registrados em cada classe de comprimento determinada para <i>Deuterodon langei</i>	51
FIGURA 13. Médias de IGS para ambos os sexos da espécie <i>Deuterodon langei</i> durante os meses de coleta.	52
FIGURA 14. Médias de Kn para ambos os sexos da espécie <i>Deuterodon langei</i> durante os meses de coleta.	53

FIGURA 15. Número de indivíduos amostrados para cada classe de comprimento determinada para a espécie <i>Mimagoniates microlepis</i> ao longo dos pontos de coleta.....	54
FIGURA 16. Médias mensais do IGS para machos e fêmeas de <i>Mimagoniates microlepis</i>	55
FIGURA 17. Médias mensais de Kn para machos e fêmeas da espécie <i>Mimagoniates microlepis</i>	55
FIGURA 18. Número de indivíduos registrados nas classes de comprimento determinadas para <i>Ancistrus multispinis</i> nos quatro pontos amostrais.....	58
FIGURA 19. Médias mensais obtidas para o Índice Gonadossomático de machos e fêmeas de <i>Ancistrus multispinis</i>	58
FIGURA 20. Médias mensais do Fator de Condição Gonadal de machos e fêmeas de <i>Ancistrus multispinis</i>	59
FIGURA 21. Distribuição das classes de comprimento (número de indivíduos) ao longo dos pontos amostrais para a espécie <i>Kronichthys lacerta</i>	61
FIGURA 22. Valores médios do IGS de machos e fêmeas de <i>Kronichthys lacerta</i> durante os oito meses de coleta.....	62
FIGURA 23. Valores médios mensais de Kn para machos e fêmeas de <i>Kronichthys lacerta</i>	63
FIGURA 24. Número de espécimes amostradas nas classes de comprimento de <i>Schizolecis guntheri</i> para cada um dos pontos amostrais.....	64
FIGURA 25. Médias mensais do IGS de machos e fêmeas pertencentes à espécie <i>Schizolecis guntheri</i>	65
FIGURA 26. Valores médios mensais de Kn para machos e fêmeas da espécie <i>Schizolecis guntheri</i>	66
FIGURA 27. Número de indivíduos amostrados nas classes de comprimento obtidas para <i>Phalloceros pellos</i> nos pontos de coleta.....	68
FIGURA 28. Fêmea grávida de <i>Phalloceros pellos</i>	69
FIGURA 29. Fêmea madura não-grávida de <i>Phalloceros pellos</i>	69
FIGURA 30. Médias do Fator de Condição Gonadal observadas durante os meses de coleta para a espécie <i>Phalloceros pellos</i>	70
FIGURA 31. Médias do Fator de Condição Gonadal de <i>Phalloceros pellos</i> calculadas em cada ponto amostral.....	70

LISTA DE TABELA

TABELA 1. Espécies registradas no Rio Morato, trechos médio e inferior e sua classificação em espécie constante, acessória ou acidental.....	41
TABELA 2. Caracterização fisiográfica qualitativa dos quatro ambientes amostrados para a identificação de microhabitats	43
TABELA 3. Classificação da atividade reprodutiva de <i>Characidium lanei</i> nos pontos amostrais.....	46
TABELA 4. Classificação do IAR para a espécie <i>Characidium pterostictum</i> nos pontos de coleta.....	49
TABELA 5. Resultados do Índice de Atividade Reprodutiva para <i>Deuterodon langei</i> nos pontos amostrais	52
TABELA 6. Classificação da atividade reprodutiva de <i>Mimagoniates microlepis</i> nos pontos amostrais	56
TABELA 7. Resumo dos principais resultados obtidos para os Characiformes	56
TABELA 8. Classificação do IAR para <i>Ancistrus multispinis</i> nos pontos de coleta ...	59
TABELA 9. Classificação da atividade reprodutiva de <i>Kronichthys lacerta</i> nos pontos amostrais.....	61
TABELA 10. Classificação do IAR de <i>Schizolecis guntheri</i> nos quatro pontos amostrais.....	65
TABELA 11. Resumo dos principais resultados obtidos para as espécies pertencentes à ordem Siluriformes	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

IAR - Índice de Atividade Reprodutiva

IGS - Índice Gonadossomático

Kn - Fator de Condição Gonadal

RNSM - Reserva Natural Salto Morato

RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 JUSTIFICATIVA	18
1.2 OBJETIVOS	19
1.2.1 OBJETIVO GERAL	19
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
2 REVISÃO DA LITERATURA	20
2.1 A MATA ATLÂNTICA E AS AMEAÇAS AO BIOMA.....	20
2.2 ESTRUTURAÇÃO DA FAUNA DE PEIXES	22
2.3 REPRODUÇÃO DA FAUNA DE PEIXES	25
2.4 CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA	29
3 MATERIAL E MÉTODOS	33
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	33
3.2 AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA	34
3.3 ANÁLISE DE DADOS	36
4 RESULTADOS	40
4.1 CHARACIFORMES	44
4.1.1 Characidium lanei	44
4.1.2 Characidium pterostictum	47
4.1.3 Deuterodon langei.....	50
4.1.4 Mimagoniates microlepis	53
4.2 SILURIFORMES.....	57
4.2.1 Ancistrus multispinis	57
4.2.2 Kronichthys lacerta	60
4.2.3 Schizolecis guntheri.....	63
4.3 CYPRINODONTIFORMES.....	67
4.3.1 Phalloceros pellos.....	67
5 DISCUSSÃO	71
5.1 ASPECTOS REPRODUTIVOS.....	73
5.1.1 CHARACIFORMES	74
5.1.2 SILURIFORMES	78
5.1.3 CYPRINODONTIFORMES	81
5.1.4 CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA	83

6 CONCLUSÃO.....	86
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88
8 APÊNDICE – FICHA DE AVALIAÇÃO DE CAMPO	103

1 INTRODUÇÃO

Os rios, riachos e córregos da Mata Atlântica apresentam elevada riqueza e alto grau de endemismo para a fauna de peixes. Esses organismos participam de importantes funções ecológicas no ecossistema, como a regulação das cadeias tróficas, reciclagem de nutrientes, regulação da resiliência dos microhabitats associados, regulação do fluxo de carbono, distribuição dos substratos de fundo e manutenção da diversidade biológica.

No entanto, estes ambientes têm sofrido variados impactos provenientes da pesca predatória, poluição e eutrofização, retirada de substratos, fragmentação dos habitats naturais e introdução de espécies não nativas que isolada ou conjuntamente, ameaçam a manutenção das espécies e das funções ecossistêmicas que as mesmas desempenham.

Tendo em vista as muitas ameaças aos ecossistemas naturais, cabe destacar a criação das áreas protegidas como uma importante estratégia de conservação da biodiversidade. Não obstante, cabe também destacar que essas áreas são em sua maioria, criadas para atenderem aos desafios dos ecossistemas terrestres e por isso, têm providenciado uma proteção secundária aos ambientes aquáticos. Tal problemática se deve ao fato de que a conservação dos mesmos exige a aplicação de modelos de gestão que considerem o dinamismo e a complexidade dos processos ecológicos envolvidos nos ecossistemas lóticos.

Para uma conservação mais efetiva das comunidades ictiícas, faz-se necessário determinar os elementos bióticos do ecossistema, como a distribuição e a estruturação das comunidades, abióticos, como o gradiente longitudinal de características físicas de montante a jusante em um rio e as estratégias reprodutivas utilizadas pelas espécies, visando garantir seu sucesso ecológico.

O estudo da biologia reprodutiva da fauna de peixes que inclui a determinação do período de maturação sexual, período e local de reprodução permitem estabelecer medidas eficazes de manejo, uma vez que é difícil estabelecer padrões que se repitam entre os diferentes grupos e, portanto, necessário que se conheçam as especificidades sobre o crescimento e

desenvolvimento sexual de cada espécie em determinados ambientes para embasar as ações de proteção aos estoques naturais.

1.1 JUSTIFICATIVA

As Unidades de Conservação compreendem importantes estratégias para a conservação da biodiversidade, no entanto, sua criação e políticas de manejo estão em sua maioria voltadas aos ecossistemas terrestres. Sabe-se que as assembleias de peixes apresentam ciclos sazonais característicos que envolvem compreender diversos fatores, como as variáveis físicas do ambiente e a composição e estruturação da comunidade. O entendimento destes ciclos permite adotar estratégias mais efetivas de manejo e conservação da ictiofauna.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

Realizar um diagnóstico da dinâmica reprodutiva e da conservação da ictiofauna da Reserva Natural Salto Morato.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Determinar as espécies que ocorrem no Rio Morato, nos trechos médio e inferior;
- b) Identificar microhabitats específicos para a ocorrência das espécies;
- c) Descrever o ciclo reprodutivo das espécies constantes e abundantes nas coletas;
- d) Avaliar a efetividade da reserva na conservação da ictiofauna.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 A MATA ATLÂNTICA E AS AMEAÇAS AO BIOMA

A Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, apontada como um dos *hotspots* mundiais e área prioritária para a conservação da natureza, tendo em vista sua alta diversidade biológica e o alto grau de ameaças (MYERS et al., 2000). Originalmente cobria 15% do território brasileiro e se estendia de forma contínua ao longo de toda a costa, propiciando uma diversidade de ambientes em altitudes diferentes, como a Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual, além de abrigar raros ecossistemas como restingas, manguezais, ilhas costeiras e oceânicas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2009; DANTAS et al., 2017).

Caracteriza-se como o terceiro maior bioma brasileiro e desempenha importantes funções ecológicas. Apesar de abrigar uma importante biodiversidade, considerada uma das mais ricas do planeta, este bioma é também considerado um dos mais ameaçados, principalmente devido a fragmentação dos remanescentes de vegetação nativos (VARJABEDIAN, 2010).

Estudos apontam que de sua cobertura original restam aproximadamente 11%, sendo que destes, menos de 3% compreendem fragmentos com mais de 100 hectares (RIBEIRO et al., 2009). Essa drástica redução resultou de sucessivos impactos provenientes de diferentes ciclos de exploração ao longo da história, aliados a aglomerações urbanas, visto que a Mata Atlântica abriga 72% da população brasileira, tal como complexos industriais (MITTERMEIER et al., 2004; IBGE, 2010).

Além da redução da cobertura original, cabe mencionar que apenas 1% de sua área encontra-se sob o domínio de áreas protegidas (LAURANCE, 2009). A maioria dos fragmentos existentes são pequenos e isolados, altamente vulneráveis aos efeitos de borda, sofrendo impactos diretos nas relações ecológicas e acarretando diminuição do fluxo gênico, isolamento reprodutivo e, conseqüentemente, perda da diversidade genética (DANTAS et al., 2017).

As alterações na paisagem causadas por diferentes impactos fazem com que a vegetação deixe de exercer importantes funções ambientais, como amenizar o microclima local, regular o ciclo hidrológico, manter os recursos

naturais, proteger as encostas, decompor os resíduos, produzir oxigênio, capturar gás carbônico e manter a variabilidade genética (CAMPANILLI & SCHAUFFER, 2010).

Considerando os ambientes lóticos, a vegetação ripária é um importante elemento que integra a dinâmica ecológica de uma planície fluvial, afetando a vazão, o transporte de sedimentos e a morfologia do canal (CAMPOREALE et al., 2013). As zonas ripárias são reconhecidas como locais de interações biológicas, físicas e químicas entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (GREGORY et al., 1991), atuando na transferência de energia e na interceptação de potenciais contaminantes (PUSEY & ARTHINGTON, 2003; LEITE et al., 2015).

Para os ambientes aquáticos de água doce, práticas comuns de uso da terra, como o desmatamento, podem levar a redução dos habitats dos rios que frequentemente estão associados a diversidade taxonômica e ecológica nestes ambientes. A homogeneização do ecossistema causada pelas alterações da paisagem podem acarretar também a homogeneização das assembleias de peixes, tal como a forma como as mesmas passam a utilizar os recursos e a estruturar a comunidade em resposta ao impacto (SCOTT & HELFMAN, 2001).

Tendo em vista a problemática que envolve a fragmentação das paisagens naturais, muitos autores têm buscado compreender os efeitos da mesma sobre as espécies. Para os peixes em regiões tropicais, alguns dos estudos que abordaram a relação entre os impactos ambientais e a ictiofauna foram desenvolvidos por Burcham (1988), Lyons et al. (1995), Kamdem & Teugels (1999), Bojsen & Barriga (2002) e mostraram haver diferenças na estrutura da comunidade, nas variáveis ambientais e na qualidade da água em trechos florestados e não florestados, ressaltando a importância de manter remanescentes florestais nativos para a continuidade dos processos ecológicos nos rios.

Apesar dos muitos impactos e dos grandes desafios para a conservação na atualidade, a Floresta Atlântica caracteriza-se como um inestimável laboratório para se compreender os efeitos a longo prazo da fragmentação dos habitats naturais em outras regiões tropicais do planeta. As estratégias de conservação dependerão de um manejo das espécies e dos ecossistemas que considere o funcionamento dos mesmos em um território fortemente marcado

por pressões antrópicas e por complexas relações sociais e econômicas (PINTO et al., 2006; LAURANCE, 2009).

Para os peixes, principalmente os de riachos, as estratégias de conservação deverão considerar também a estreita relação que estes organismos têm com a floresta, compreendendo que a manutenção desses depende diretamente da preservação das matas associadas, tal como da qualidade, quantidade e conectividade entre os corpos hídricos (CETRA et al., 2010).

2.2 ESTRUTURAÇÃO DA FAUNA DE PEIXES

A ictiofauna de água doce da América do Sul é a mais diversa de todos os continentes, com um número estimado superior a 4000 espécies (ALBERT & REIS, 2011). Para os rios, riachos e córregos que estão sob o domínio da Mata Atlântica estima-se cerca de 300 espécies de peixes catalogadas, pois estes ambientes apresentam elevada riqueza e alto grau de endemismos (REIS, 2013).

O Brasil, dentre os países neotropicais, apresenta uma das maiores malhas hidrográficas do mundo que resultam na existência de uma grande diversidade de microhabitats aquáticos e, conseqüentemente, em um alto número de espécies (MENEZES et al., 2007; GIL et al., 2008; ROLLA et al., 2009).

A rica diversidade da fauna de peixes é marcada por uma ampla variedade de características morfológicas, fisiológicas e ecológicas que permitem aos peixes participarem de importantes funções ecológicas que visam manter a integralidade e a funcionalidade dos ecossistemas aquáticos. Dentre as funções nas quais a ictiofauna está diretamente relacionada, destaca-se a regulação das cadeias alimentares, reciclagem de nutrientes, regulação do potencial de resiliência do ecossistema, regulação do fluxo de carbono, redistribuição dos substratos de fundo e manutenção da diversidade genética (HOLMLUND & HAMMER, 1999).

De maneira geral, a fauna de peixes de determinado ambiente sofre alterações ao longo do curso do rio como resultado de processos evolutivos, históricos e de adaptações das espécies (MARTIN-SMITH, 1998; MEADOR &

GOLDESTEIN, 2003; TEIXEIRA et al., 2005). Para compreender essas alterações faz-se necessário analisar não somente os atributos biológicos e a história de vida dos indivíduos, como também as variáveis físicas do ecossistema que, de acordo com o *River Continuum Concept* proposto por Vannote et al. (1980), apresentam um gradiente contínuo de montante a jusante com as comunidades se ajustando ao longo desse gradiente, visando maximizar o uso da energia disponível.

Outras teorias relacionadas as variações na dimensão longitudinal ao longo dos rios compreendem a Teoria da Zonação em Riachos (ILLIES & BOTOSANEANU, 1963) e a Teoria do Descontínuo Serial (WARD & STANFORD, 1983). A Teoria da Zonação em Riachos prevê a existência de diferentes comunidades ao longo do ecossistema separadas por zonas de transições da fauna. Este modelo foi proposto como uma alternativa ao Rio Contínuo, contudo, ambas consideram um ambiente íntegro, sendo, portanto, criticadas devido à dificuldade de aplicação. Em contrapartida, a Teoria do Descontínuo Serial, embora também considere os pressupostos do Rio Contínuo, integra as bacias hidrográficas impactadas pelo homem e as consequências da introdução da descontinuidade sobre a estrutura das comunidades e processos ecológicos, como a exemplo da construção de barragens.

Diferentes autores avaliaram a relação existente entre a variação longitudinal das características físicas do ambiente e as comunidades ictíicas. Sheldon (1968) mencionou que a distribuição de peixes em pequenos riachos caracterizava-se por grandes mudanças da fauna mesmo em pequenas distâncias, e por isso, estes ambientes permitiam a realização de estudos de gradientes ambientais. Em uma pesquisa em que avaliou a distribuição longitudinal da ictiofauna em riachos de Nova Iorque, este autor concluiu que a distribuição e a diversidade das espécies eram controladas por características estruturais dos habitats.

Schlosser (1990) realizou um trabalho de revisão no qual discutiu a importância dos gradientes ambientais para as comunidades de peixes, mencionando que as variáveis regime de fluxo, morfologia do canal e atributos físico-químicos da água, como temperatura e oxigênio dissolvido eram importantes para determinar a distribuição da fauna. Além disso, sugeriu que as

espécies a montante se recuperam mais rapidamente de distúrbios antropogênicos do que as espécies a jusante e que essas informações deveriam ser utilizadas nas estratégias de manejo.

Uieda & Barreto (1999) caracterizaram a ictiofauna de um importante tributário do rio Tietê, São Paulo, e observaram um acréscimo na riqueza de espécies dos trechos superiores para os inferiores do rio, corroborando com outros estudos anteriormente realizados que discutiram o aumento de nichos habitats e da complexidade do ambiente, aliados a menores influências dos distúrbios em trechos inferiores que resultaram em maior diversidade. Em 2001, Abes & Agostinho, em coletas realizadas em um riacho pertencente a Bacia do Rio Paraná, também observaram que a riqueza de espécies de peixes aumentou de montante a jusante, mostrando uma relação com as variáveis largura, pH e presença de vegetação. Esses resultados sugeriram relação do número de espécies com a complexidade dos ambientes, tal como habitats preferenciais para determinadas espécies.

Outro estudo foi desenvolvido por Teixeira et al. (2005) que buscaram avaliar os padrões espaciais e temporais da diversidade de peixes em diferentes trechos do rio Paraíba do Sul, obtendo para os índices de riqueza um aumento do trecho superior para o inferior, principalmente no período de cheia. Neste mesmo estudo, as espécies que apresentaram ampla distribuição ao longo do rio foram consideradas oportunistas e portanto, refletiriam as alterações nesses ambientes. Já em 2007, Suárez & Petrere Junior buscaram também avaliar os padrões espaciais e temporais da distribuição da ictiofauna em um rio localizado no sul do Mato Grosso do Sul, concluindo que a variação longitudinal foi mais importante do que a sazonal na estruturação da comunidade.

Couto & Aquino (2011) também buscaram caracterizar a assembleia de peixes em córregos localizados no Distrito Federal quanto sua distribuição espacial, através de variáveis como cobertura vegetal, pH, oxigênio dissolvido, turbidez e condutividade, tal como temporal com coletas em estações secas e chuvosas. Os resultados indicaram que o gradiente longitudinal exerceu forte influência sobre os táxons analisados, principalmente em relação a complexidade dos habitats. Santana et al. (2014) verificaram os índices de diversidade alfa e beta em um ribeirão localizado em Goiás, obtendo também

aumento nos atributos de riqueza e diversidade no sentido montante-jusante e corroborando com o conceito do *River Continuum* (VANNOTE et al., 1980).

De maneira geral e em comum entre as teorias que visam descrever os padrões de distribuição das espécies, tem-se que os diferentes habitats presentes ao longo dos gradientes formados são fundamentais para garantir a integridade ecológica das espécies, visto que os peixes, por exemplo, utilizam as dimensões espaciais e temporais dos nichos de várias maneiras. Algumas espécies completam o seu ciclo de vida em uma área limitada, com movimentos restritos para desova e alimentação, enquanto outras utilizam diferentes partes do curso do rio para as mesmas finalidades (FREIRE & AGOSTINHO, 2000; TEIXEIRA et al., 2005).

Cabe destacar que apesar dos muitos estudos que discutiram a importâncias das variações longitudinais na distribuição das espécies e do consenso sobre a influência dessa variação de montante a jusante, sabe-se que os ecossistemas lóticos são altamente dinâmicos e por isso, não compreendidos em sua totalidade por padrões longitudinais de variação. Outros padrões espaciais, bem como as variações temporais também podem exercer forte influência na estruturação da comunidade (BENGTSSON et al., 1997), sendo que a variação da magnitude temporal pode ser mais alta do que a espacial em alguns ambientes (THOMAZ et al., 2007; PADIAL et al., 2014).

Embora seja necessário avaliar as particularidades de cada ambiente, os pressupostos dessas teorias que discutem os padrões de variação em rios e riachos devem ser utilizados como importantes ferramentas de manejo e de conservação da ictiofauna.

2.3 REPRODUÇÃO DA FAUNA DE PEIXES

A estrutura da ictiofauna é determinada não somente pelas relações tróficas entre os organismos e pelas variáveis fisiográficas dos ecossistemas, como também pelas estratégias reprodutivas utilizadas pelas espécies que visam garantir seu sucesso reprodutivo e ecológico, tais como o período e local para a reprodução e a capacidade de reproduzir-se em locais variáveis que mantenham populações viáveis (GONÇALVES et al., 2011; CAVALHEIRO, 2014).

O estudo da biologia reprodutiva da fauna de peixes que essencialmente representa a determinação da maturação sexual, período, local de reprodução e fecundidade permitem estabelecer medidas efetivas de manejo, administração e conservação da ictiofauna (VAZZOLER & MENEZES, 1992; MAZZONI & SILVA, 2006). Avaliações precisas sobre os parâmetros reprodutivos das assembleias de peixes devem ser entendidas como um componente essencial de gestão (KJESBU, 2009; LOWERRE-BARBIERI, 2009; BROWN-PETERSEN et al., 2011), pois de acordo com Fávaro & Oliveira (2011), essas avaliações auxiliam nos estudos sobre a biologia das espécies e da relação dos mesmos com o meio ambiente, possibilitando controlar os estoques e até mesmo regular a pesca quando necessário.

Para os peixes de água doce, Winemiller & Rose (1992) propõem a classificação dos organismos em sazonais, em equilíbrio e oportunistas, de acordo com suas estratégias reprodutivas. Os peixes sazonais apresentam comportamento migratório, ausência de cuidado parental, taxas de crescimento e mortalidade altas, primeira maturação tardia com ovócitos pequenos e curto período reprodutivo sincronizado com a época de maior oferta de alimentos para a prole. Os peixes em equilíbrio, por sua vez, apresentam taxas de crescimento e mortalidade baixas, maturação tardia com ovócitos grandes, período reprodutivo longo, podendo exibir comportamentos territoriais e construção de ninhos. Por fim, os peixes chamados oportunistas apresentam rápida maturação sexual, tamanho corporal pequeno, baixa fecundidade, período reprodutivo não definido, pouco ou nenhum cuidado parental e habitam ambientes marcados por variações temporais pouco previsíveis.

Um aspecto importante para os peixes em ambientes tropicais e que pode interferir nas estratégias reprodutivas das espécies consiste na sazonalidade, que segundo Lowe-McConnel (1999) é causada por fatores ambientais, como a descarga de nutrientes imposta pelas chuvas e as turbulências que levam os indivíduos à competição por locais reprodutivos e por espaço. Essas alterações sazonais propiciam um rápido aumento na quantidade de nutrientes no início da estação e, conseqüentemente, um aumento nas taxas de produtividade. Tais condições, frequentemente observadas em riachos, tendem a favorecer espécies com estratégias reprodutivas do tipo oportunistas (CASTRO, 1999; BROWN, 2000; GOMIERO & BRAGA, 2007).

Sendo as características do ciclo de vida das espécies reguladas por fatores ambientais, tem-se que em locais nos quais a sazonalidade é conhecida, essas características que incluem a atividade reprodutiva podem ser limitadas a um período (SHIOTA et al., 2003; OLIVEIRA & FÁVARO, 2011). Para os ambientes tropicais, as inundações periódicas compreendem o período reprodutivo para muitas espécies (BRAGA & ANDRADE, 2005).

Para os rios e riachos costeiros, sabe-se que estes são ambientes instáveis e diretamente afetados por eventos naturais e, portanto, são frequentes e rápidas as mudanças nos níveis da água, principalmente durante o verão. Essas mudanças alteram as características físicas do ambiente e são decisivas para se determinar o período reprodutivo, idade da primeira maturação, longevidade e crescimento dos espécimes (AMARAL et al., 1999; BRAGA et al., 2008).

Alguns estudos foram realizados em rios e riachos litorâneos, visando determinar as estratégias reprodutivas utilizadas pelas espécies e as influências dos distúrbios frequentemente presentes nestes ambientes. Em 1999, Aranha & Caramaschi analisaram a estrutura populacional, aspectos alimentares e reprodutivos de *Phalloceros caudimaculatus*, *Poecilia vivipara*, *Phalloptychus januarinus* e *Jenynsia lineata* em 5 pontos amostrais de um riacho localizado no estado do Rio de Janeiro, obtendo que as espécies estudadas aparentemente não realizavam grandes deslocamentos ao longo do rio, exceto deslocamentos involuntários causados pelas trombas d'água. Além disso, as diferenças nos valores de frequências de jovens e adultos nos pontos amostrais indicaram haver áreas preferenciais para a reprodução dos táxons.

Mazzoni et al. (2002) analisaram a biologia reprodutiva de uma espécie pertencente ao gênero *Characidium* em um riacho localizado também no Rio de Janeiro e obtiveram que essa se deu de forma contínua ao longo de todo o ano e que os machos e fêmeas diferiram quanto ao investimento necessário a essa atividade, possivelmente como resposta às condições ambientais imprevisíveis.

Aspectos reprodutivos de duas espécies também do gênero *Characidium* foram também analisados por Braga (2006) em um riacho costeiro do sudeste do Brasil. Neste estudo o autor observou que as espécies diferiram quanto aos meses nos quais apresentaram atividades reprodutivas mais intensas. Além disso, as diferenças observadas no comprimento médio da primeira maturação,

época de desova e índice gonadosomático indicaram táticas reprodutivas em diferentes trechos do sistema que permitiam as espécies habitarem ambientes heterogêneos.

No estado de São Paulo, um estudo conduzido por Braga et al. (2009) buscou avaliar aspectos da biologia populacional de *Pareiorhina rudolphi* em riachos localizados na Serra da Mantiqueira. Os resultados obtidos mostraram que a espécie em questão se reproduz do início da primavera ao término do verão, apresentando-se adaptada ao ambiente de encosta, com maturação tardia e crescimento lento.

A espécie *Bryconamericus stramineus* foi estudada por Vasconcelos et al. (2011) em riachos pertencentes à bacia do Rio Paraná. As diferenças observadas nas frequências de machos e fêmeas e no tamanho dos indivíduos, tal como o rápido crescimento sugeriram estratégias reprodutivas da espécie para evitar a predação e aumentar as taxas de sobrevivência nestes riachos. Estes fatores explicariam sua ampla distribuição e alta densidade na bacia estudada.

Souza et al. (2015) analisaram aspectos alimentares e reprodutivos de *Astyanax intermedius* em um riacho de cabeceira da Mata Atlântica. Os resultados obtidos indicaram que a espécie é do tipo oportunista, com maturação precoce, desova múltipla e rápida capacidade de recolonização no ambiente, o que justificaria sua abundância em diversos riachos pertencentes ao bioma.

Estes estudos com resultados distintos demonstram a necessidade de se avaliar as estratégias reprodutivas de cada espécie separadamente, visto a dificuldade de se determinar padrões que se repitam para todos os táxons. O conhecimento sobre as especificidades do crescimento e desenvolvimento sexual das espécies permite embasar ações de proteção aos estoques naturais que de fato respondam aos principais problemas (JOHNSTON, 1999; OKUTSU et al., 2011).

2.4 CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA

Cabe ressaltar que os ambientes de água doce estão entre os mais ameaçados do planeta (ABELL et al., 2008). A ictiofauna das regiões neotropicais tem sofrido fortes impactos provenientes da pesca predatória, da poluição do ambiente, da eutrofização, da destruição do habitat natural por ações antrópicas e da introdução de espécies exóticas (COLLARES-PEREIRA & COWX, 2004; DUDGEON, 2007; BARLETTA et al., 2010).

No Brasil, os ambientes lóticos se encontram sob fortes pressões antropogênicas (ZENI et al., 2015), o que torna as discussões acerca da conservação ainda mais desafiadoras e necessárias, uma vez que as espécies nestes ambientes apresentam níveis mais elevados de declínio do que as terrestres (HARISSON et al., 2016). Em riachos de Mata Atlântica, Miranda (2012) menciona que os principais impactos compreendem a destruição das florestas, barramentos e introdução de espécies.

Nestes riachos, as alterações na correnteza, substrato, profundidade e largura do canal podem ocorrer facilmente, principalmente pela supressão da vegetação nativa, visto compreenderem ambientes com um baixo volume de água (FERREIRA & CASSATTI, 2006; MACCARI & MELLO, 2014). Quando alteradas essas condições, observam-se mudanças na temperatura, quebra da cadeia trófica e aumento no transporte de sedimentos, elevando a turbidez da água e, conseqüentemente afetando toda a biota aquática (CASTRO & MENEZES, 1998).

Dentre os principais fatores ambientais que alteram as relações ecológicas nas comunidades aquáticas destacam-se a morfologia do canal (CAMARGO et al., 2012), a qualidade da água (VALLE JUNIOR et al., 2015), as variáveis físicas e a integridade dos habitats (GREGORY et al., 1991; CARVALHO et al., 2015).

Adotar ações efetivas que visem a conservação da biodiversidade de água doce compreende um grande desafio deste século, e para que as iniciativas adotadas forneçam resultados satisfatórios é preciso, inicialmente, conhecer a real diversidade destes ambientes, visto que de acordo com Dudgeon et al. (2007), os inventários em regiões tropicais são insuficientes. Além disso, Carvalho (2014) ressalta a importância de compreender também como as

comunidades estão estruturadas temporal e espacialmente e como os fatores ambientais interferem nessa estruturação.

Oyakawa et al. (2006) e Menezes et al. (2007) também ressaltam que os peixes, sobretudo os de riachos, são pouco conhecidos, principalmente por possuírem pequeno porte e hábitos crípticos, além de oferecerem pouco ou nenhum interesse econômico. Faz-se necessário conservar os habitats aquáticos, associando os conhecimentos das altas taxas de diversidade e de endemismos nestes ambientes que integram um bioma altamente ameaçado (RIBEIRO, 2006; GONÇALVES, 2012).

Diante da crise enfrentada pela biodiversidade e da necessidade de adotar estratégias de manejo aos remanescentes florestais nativos e aos ecossistemas aquáticos a estes associados, destaca-se a criação das áreas protegidas em território brasileiro. O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) foi promulgado a partir da Lei Federal nº 9.985 de Julho de 2000 e resultou de 10 anos de discussão entre o governo e a sociedade brasileira, apresentando-se como uma fusão adaptativa de uma série de leis ambientais criadas em distintos momentos históricos de nosso país (BRASIL, 2000; IRVING, 2002).

Não obstante, a criação das áreas protegidas apesar da indiscutível relevância como estratégia de conservação e tendo como objetivo também a proteção dos recursos hídricos, têm providenciado somente uma proteção acidental e secundária para os ecossistemas aquáticos (ABELL et al., 2008; MEDEIROS et al., 2011). Em relação à ictiofauna, poucas são as evidências que suportam os efeitos positivos das unidades de conservação sobre os atributos biológicos das comunidades, visto que estes efeitos têm sido pouco documentados e explorados (NEL et al., 2007; GASTON et al., 2008; ABRAHAM & KELKAR, 2012).

Esta situação persiste pois segundo Rodrigues-Olarte et al. (2011), as unidades que incluem ecossistemas de água doce são quase sempre projetadas com o objetivo principal de proteger a biodiversidade terrestre. Como consequência, o que se observa é que os modelos tradicionais que se mostram eficientes para o manejo e gestão dos ecossistemas terrestres não são facilmente aplicáveis para a dinâmica da biodiversidade de água doce (ABELL et al., 2008).

Embora menos frequentes, alguns estudos já foram desenvolvidos com o objetivo de avaliar a ictiofauna de áreas protegidas, buscando fornecer informações que possam embasar ações de manejo. Delariva & Silva (2013) estudaram a assembleia de peixes da Reserva Biológica das Perobas, localizada no noroeste do Paraná. Foram coletados indivíduos pertencentes a 34 espécies e 13 famílias, sendo que 10 táxons foram sugeridos como novas espécies para a bacia. Smith et al. (2013) analisaram a ictiofauna da Floresta Nacional de Ipanema em São Paulo, registrando a ocorrência de 50 espécies, das quais 7 eram não nativas.

Camilo et al. (2015) estudaram a composição de espécies dentro do Parque Nacional da Serra dos Órgãos e em áreas adjacentes, obtendo diferenças nos índices avaliados para localidades dentro e fora da unidade. Este estudo resultou no registro de 6 novas espécies que foram inseridas no plano de manejo da unidade.

Felizmente, o interesse pela criação de unidades de conservação visando a proteção de espécies e habitats aquáticos tem crescido entre a comunidade científica e organizações conservacionistas. Porém, as políticas de manejo adotadas nem sempre são suficientes, pois a dinâmica desses ambientes requerem análises específicas (SAUNDERS et al., 2002), o que torna a conservação dos ambientes aquáticos um grande desafio.

Dentre as categorias de unidades de conservação reconhecidas, cabe mencionar o papel das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), única categoria cuja responsabilidade administrativa e de gestão cabe ao proprietário e não ao poder público. Estas áreas são estabelecidas mediante iniciativa do proprietário e possuem caráter de criação perpétuo, não podendo ser revogada e nas quais pode-se desenvolver atividades de pesquisa, educacionais e de turismo (MEZZOMO et al., 2012).

A Reserva Natural Salto Morato é uma importante RPPN situada em um dos mais conservados remanescentes de Floresta Ombrófila Densa do estado do Paraná. Nessa reserva, alguns estudos já buscaram descrever os aspectos relacionados à ictiofauna. Em 1994, ano de criação dessa unidade, Bittencourt et al. listaram 38 espécies, incluindo os rios Morato, Engenho, Velho e Bracinho que compreendem todos os rios sob domínio da reserva (RNSM, 2011).

Em 2005, Barreto & Aranha analisaram a composição e a distribuição espacial das assembleias de peixes do rio Morato e registraram a ocorrência de 30 espécies, com predomínio dos Siluriformes (43%). Além disso, os padrões de ocupação dos microhabitats foram variados e demonstraram a importância de se avaliar o sistema como um todo para embasar as ações conservacionistas.

Os dados mais recentes da Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza que administra a RPPN Salto Morato demonstram em seu plano de manejo finalizado em 2011 a ocorrência de 55 espécies. Os autores citam nesse mesmo documento que levando-se em consideração outros levantamentos disponíveis na literatura, os rios que integram a unidade devem conter cerca de 70 espécies, distribuídas em 13 famílias e 46 gêneros (RNSM, 2011).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A presente pesquisa foi desenvolvida no rio Morato, localizado na Reserva Natural Salto Morato, município de Guaraqueçaba, litoral paranaense (FIGURA 1). A RPPN de propriedade da Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza situa-se sob o domínio da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, considerada um importante remanescente de Floresta Ombrófila Densa do estado do Paraná (RNSM, 2011).

A área da reserva é de 2.340 hectares, com relevo predominantemente acidentado. A paisagem natural situa-se no domínio de Mata Atlântica, com vegetação classificada como Floresta Ombrófila Densa "Terra Baixa" até "Montana", de acordo com as variações altitudinais observadas (VELOSO et al., 1991). Além disso, observam-se também diferentes estágios sucessionais da vegetação decorrentes do uso e da ocupação do solo para a pecuária extensiva de bubalinos, agricultura de subsistência, edificações para moradia e plantações de bananeiras desde o início da colonização até o estabelecimento da RPPN na década de 1990 (RNSM, 2011).

O clima, segundo classificação proposta por Koppen (1948) é do tipo Cfa, subtropical úmido, mesotérmico com verões quentes, geadas poucos frequentes, sem estação seca definida e com concentração de chuvas nos meses de verão, sendo que a média anual da temperatura varia entre 17°C e 21°C. A média pluviométrica oscila entre 2.000 e 3.000 mm anuais, respeitando a variação de altitude. Segundo a classificação biogeográfica, a área de estudo situa-se na região Neotropical, particularmente na província Atlântica (MULLER, 1973).

O rio Morato tem aproximadamente 10 km de extensão, nasce na vertente leste da Serra do Mar, percorre a planície litorânea e deságua no rio Guaraqueçaba. O trecho estudado é considerado um rio de terceira ordem, não sofre influência de marés, suas águas são cristalinas, apresentando pH levemente ácido e com temperaturas variáveis entre 12°C e 22°C (BARRETO & ARANHA, 2005).

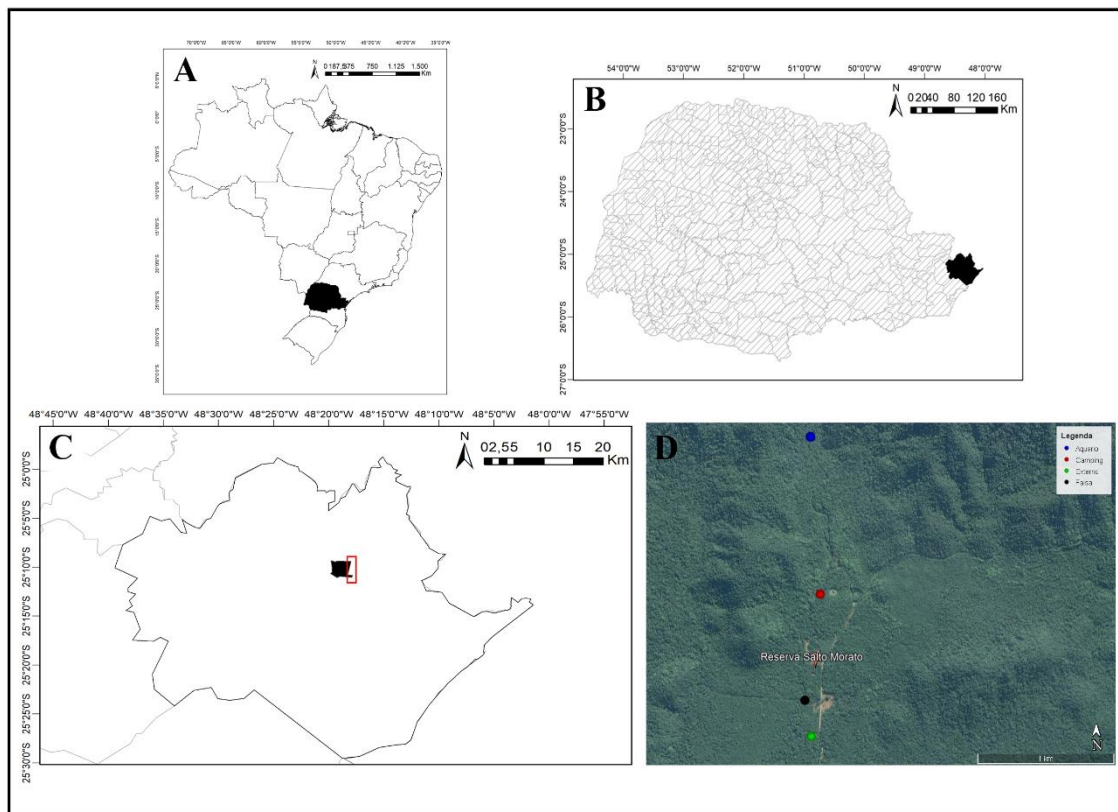


FIGURA 1. Localização da Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil (A, B e C) e dos respectivos pontos de coleta (Aquário, Camping, Falsa Baiana e Ponto Externo – D).

3.2 AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA

As coletas foram realizadas bimestralmente durante o período de novembro de 2016 a outubro de 2017. Durante os meses de novembro, dezembro, janeiro e fevereiro essas se deram de forma mensal, visando amostrar todas as etapas do ciclo reprodutivo, já que para muitas espécies de Mata Atlântica a reprodução acontece no verão, totalizando 8 coletas. A amostragem das espécies foi realizada nos mais diversos ambientes, como corredeiras, rápidos e remansos em quatro pontos distintos e previamente estabelecidos. Os pontos amostrais (FIGURA 2) localizados dentro da RPPN foram denominados Aquário Natural ($25^{\circ}10'6,05''S$ / $48^{\circ}17'55,81''W$), Camping ($25^{\circ}10'40,09''S$ / $48^{\circ}17'53,39''W$) e Falsa Baiana ($25^{\circ}11'4,53''S$ / $48^{\circ}17'57,39''W$), enquanto que o ponto localizado fora desta reserva foi chamado de Ponto Externo ($25^{\circ}11'12,87''S$ / $48^{\circ}17'55,71''W$).



FIGURA 2. Pontos amostrais (Aquário - 1, Camping - 2, Falsa Baiana - 3 e Ponto Externo - 4).

Foram caracterizados qualitativamente cada um dos pontos quanto a variáveis fisiográficas, como largura e profundidade média dos trechos analisados (médios e inferiores), cobertura vegetal, grau de sombreamento, substrato e correnteza, visando identificar microhabitats específicos para a ocorrência das espécies. A ficha de avaliação dos pontos está disponível no APÊNDICE 1. Após a caracterização geral dos ambientes, utilizaram-se redes de espera, redes de arrasto e peneiras, visando amostrar diferentes microhabitats em um mesmo trecho.

Duas redes de espera com malhas de 1,5 cm e 2,5 cm entre nós consecutivos, uma delas com 5 m de comprimento e uma com 10 m de comprimento foram colocadas ao final da tarde e permaneceram expostas durante aproximadamente 12 horas nos quatro ambientes amostrados, com despescas realizadas no início da manhã seguinte. Além disso, foram realizadas coletas com peneiras e redes de arrasto durante o dia, adotando-se o esforço amostral de uma hora para cada ponto que compõem um trecho de aproximadamente 50 m de extensão. Para os arrastos, foram utilizadas duas peneiras com malha de 0,5 mm e uma rede com malha de 2 mm e 2 m de comprimento.

Os peixes coletados foram congelados, fixados em formalina 10% e transferidos para álcool 70% no Laboratório de Ecologia de Vertebrados da Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, município de Palotina/PR, onde foram identificados e dissecados. Para a identificação das espécies foram utilizadas chaves de identificação propostas por Oyakawa et al. (2006) e Menezes et al. (2007), tal como comparação com exemplares já depositados no referido laboratório. Ressalta-se que em cada ponto amostral definiu-se um número máximo de 20 indivíduos por espécie para serem trazidos ao laboratório, sendo os excedentes triados em campo e devolvidos ao rio.

Para cada indivíduo determinou-se o sexo, o comprimento total (Lt) e o comprimento padrão (Lp) em centímetros, peso total (Wt) e peso da gônada (Wg) em gramas e o estágio de desenvolvimento gonadal com o auxílio de lupas. Foram considerados jovens os exemplares com gônadas em estágio imaturo e adultos aqueles que apresentaram gônadas em desenvolvimento (testículos e ovários iniciando sua maturação), maduras (gônadas aptas à reprodução), em regressão (cessando a desova) e em regeneração (gônadas sexualmente maduras sem atividade reprodutiva). Para a determinação do estágio de maturação gonadal utilizou-se uma adaptação da proposta de Brown-Peterson et al. (2011), sendo que essa determinação baseou-se em análises macroscópicas das características observadas nos testículos e ovários.

3.3 ANÁLISE DE DADOS

Para analisar a distribuição e a estrutura da comunidade de peixes calculou-se a frequência numérica (abundância) e a constância de ocorrência das espécies. A frequência numérica foi obtida a partir da porcentagem de indivíduos de uma espécie em relação ao total de indivíduos coletados, enquanto que a constância ao longo do ano foi obtida por meio da relação entre o número de coletas contendo determinada espécie e o número total de coletas.

As espécies foram consideradas constantes quando presentes em mais de 50% das coletas, acessórias quando presentes entre 25 e 50% e acidentais se ocorreram em menos de 25% das coletas (DAJOZ, 1978; BARRETO & ARANHA, 2005). Para analisar se a amostragem representou efetivamente a comunidade de peixes do rio Morato, calculou-se a curva de acumulação de

espécies no programa Estimate S (Versão 9.1.0), sendo o plot do gráfico gerado no programa Excel. Os estimadores utilizados na análise foram Jackknife e Chao 2, em um intervalo de confiança de 95%.

Em cada ponto amostral calculou-se a frequência de jovens e adultos, sendo tais frequências submetidas ao teste do χ^2 Tabela de Contingência no Programa Bioestat 5.2, considerando $p < 0,005$. Calculou-se também a frequência de machos e fêmeas, cujos resultados foram testados através do teste do χ^2 de Associação para K Amostras Independentes, analisando o valor de χ^2 tabulado superior ou inferior a 3,82.

Determinou-se também as classes de comprimento obtidas através do Teorema de Sturges (EQUAÇÃO 1).

$$X = \frac{Lt_{max} - Lt_{min}}{K} \quad (\text{EQUAÇÃO 1})$$

Onde:

X – Teorema de Sturges;

Lt_{max} – Comprimento total máximo;

Lt_{min} – Comprimento total mínimo;

K – Intervalo das classes de comprimento $K = 1 + 3,2222(\log^{10} n)$;

n – número total de indivíduos.

A relação peso-comprimento das principais espécies foi estimada a partir do Método dos Mínimos Quadrados aplicados aos dados convertidos em seus logaritmos naturais. Essa relação permitiu determinar o intervalo de confiança para os coeficientes *a* e *b* da regressão linear, visto que o coeficiente de crescimento (*b*) foi também utilizado para o cálculo do Fator de Condição Gonadal (K_n) de machos e fêmeas.

Visando determinar o período reprodutivo das espécies calcularam-se parâmetros específicos para ambos os sexos, como o Índice Gonadossomático (IGS) proposto por Vazzoler (1996), Fator de Condição Gonadal (K_n) proposto por Le Cren (1951) e o Índice de Atividade Reprodutiva (IAR) proposto por Agostinho et al. (1991).

O IGS (EQUAÇÃO 2) representa uma relação entre o peso da gônada do animal e o peso total do corpo, e permite determinar os valores mínimos, médios

e máximos obtidos bimestralmente para cada sexo analisado isolado e conjuntamente, sendo:

$$\text{IGS} = \text{Wg}/\text{Wt} \cdot 100 \quad (\text{EQUAÇÃO 2})$$

Wg: peso da gônada do animal em gramas

Wt: peso total do corpo

O Fator de Condição Gonadal (EQUAÇÃO 3), por sua vez, foi definido a partir da expressão:

$$\text{Kn} = \text{Wg}/\text{Lt}^b \quad (\text{EQUAÇÃO 3})$$

Onde:

Wg: peso da gônada em gramas

Lt: comprimento total dos indivíduos em centímetros

b : coeficiente de crescimento ($\text{Wt} = a\text{Lt}^b$) do conjunto de dados das espécies coletadas.

Para o valor de b , utilizou-se os valores obtidos na relação peso-comprimento, sendo que para as espécies em que ambos os sexos tiveram classes de tamanhos que variaram dentro do intervalo de confiança estimado, utilizou-se o mesmo valor, ao passo que para as que não variaram nesse intervalo determinou-se valores diferentes para machos e fêmeas.

Os resultados obtidos para o IGS foram utilizados para se calcular o Índice de Atividade Reprodutiva (EQUAÇÃO 4)

$$\text{IAR} = 100 \cdot \frac{\ln N_i \left(\left(\frac{n_i}{\sum_{i=1, n} n_i} \right) + \left(\frac{n_i}{N_i} \right) \right) \cdot \text{IGS}_i / \text{IGS}_e}{\ln N_m \left(\frac{n_m}{\sum_{i=1, n} n_i} + 1 \right)} \quad (\text{EQUAÇÃO 4})$$

Onde:

N_i - o número de indivíduos na unidade amostral "i";

n_i - o número de indivíduos em reprodução na unidade amostral "i";

N_m - o número de indivíduos na maior unidade amostral;

n_m - o número de indivíduos em reprodução na maior unidade amostral;

IGS_i - o valor médio de IGS de indivíduos em reprodução na unid. amostral "i";

IGS_e - o valor mais alto na unidade amostral avaliada.

Seguindo a proposta de Agostinho et al. (1991), a atividade reprodutiva das espécies é classificada em cinco categorias: a) Nula quando $\text{IAR} < 2$; b)

Incipiente quando $2 < IAR < 5$; c) Moderada quando $5 < IAR < 10$; d) Intensa quando $10 < IAR < 20$; e) Muito Intensa quando $IAR > 20$, e permite avaliar se existe diferença na atividade reprodutiva das espécies considerando pontos distintos ao longo do rio.

Para avaliar a efetividade da reserva na conservação da ictiofauna analisou-se os dados de distribuição (frequência numérica de jovens e adultos ao longo dos pontos) e os locais em que se observaram maiores valores médios de atividade reprodutiva das espécies, comparando esses dados em trechos internos e externos à RPPN. Considerou-se a reserva efetiva para garantir o ciclo reprodutivo dos táxons quando os valores do IAR mostraram atividade reprodutiva moderada, intensa ou muito intensa em trechos localizados no interior da mesma, e efetiva para garantir também o ciclo de vida quando todas as classes de comprimento ocorreram em todos os pontos amostrais, sem diferença estatística significativa de jovens e adultos em relação à Falsa Baiana e ao Ponto Externo (trechos mais inferiores do rio).

4 RESULTADOS

Foram registrados 3867 indivíduos pertencentes a 28 espécies, 13 famílias e 5 ordens (TABELA 1). As ordens mais frequentes foram Siluriformes e Characiformes e representaram 45,8 e 32,3% da amostra, respectivamente. Nestas ordens, as famílias Characidae (42,9%) e Loricariidae (32,26%) foram as mais representativas. Os meses com maior ocorrência de indivíduos foram outubro (16,1%) e agosto (15,9%), sendo a Falsa Baiana o ponto com maior captura de indivíduos com 30,3%.

Destaca-se o registro de duas novas espécies para o rio Morato, pertencentes a família Trichomycteridae, não citadas ainda em outros estudos realizados na reserva e no Plano de Manejo da unidade. *Trichomycterus cf. alternatus* (FIGURA 3) e *Trichomycterus cf. davisii* (FIGURA 4) foram amostrados em todos os pontos de coleta.



FIGURA 3. *Trichomycterus cf. alternatus*, primeiro registro da espécie para a RPPN Salto Morato.



FIGURA 4. *Trichomycterus cf. davisii*, primeiro registro da espécie para a RPPN Salto Morato.

TABELA 1. Espécies registradas no Rio Morato, trechos médio e inferior e sua classificação em espécie constante, acessória ou acidental

Categoria Taxonômica	Espécie	Classificação
Classe Actinopterygii		
Ordem Characiformes		
Família Characidae		
Subfamília <i>Incertae sedis</i>	<i>Astyanax ribeirae</i> Eigenmann, 1911	Constante
	<i>Deuterodon langei</i> Travassos, 1957	Constante
	<i>Hollandichthys multifasciatus</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	Constante
	<i>Hybressobricon griemi</i> Hoedeman, 1957	Acidental
	<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	Acessória
Subfamília Stevardiinae	<i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877)	Constante
Família Crenuchidae		
Subfamília Characidiinae	<i>Characidium lanei</i> Travassos, 1967	Constante
	<i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947	Constante
Família Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Acidental
Ordem Cyprinodontiformes		
Família Poeciliidae		
Subfamília Poeciliinae	<i>Phalloceros pellos</i> Lucinda, 2008	Constante
Família Rivulidae	<i>Atlantirivulus</i> sp. Costa, 2008	Acessória
Ordem Perciformes		
Família Cichlidae		
Subfamília Cichlinae	<i>Crenicichla tinguí</i> Kullander & Lucena, 2006	Acessória
Subfamília Geophaginae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	Acidental
Ordem Siluriformes		
Família Auchenipteridae		
Subfamília Centromochlinae	<i>Glanidium melanopterum</i> Miranda Ribeiro, 1918	Acessória
Família Callichthyidae		
Subfamília Corydoradinae	<i>Scleromystax barbatus</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	Acessória
Família Heptapteridae	<i>Acentronichthys leptos</i> Eigenmann&Eigenmann, 1889	Constante
	<i>Pimelodella pappenheimi</i> Ahl, 1925	Constante
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	Constante
	<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i> Miranda Ribeiro, 1908	Constante
Família Loricariidae		
Subfamília Ancistrinae	<i>Ancistrus multispinis</i> (Regan, 1912)	Constante
Subfamília Hypoptopomatinae	<i>Schizolecis guntheri</i> (Miranda Ribeiro, 1908)	Constante
Subfamília Loricariinae	<i>Rineloricaria kronei</i> (Miranda Ribeiro, 1911)	Constante
Subfamília Neoplecostominae	<i>Kronichthys lacerta</i> (Nichols, 1919)	Constante
Família Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803)	Acidental
Família Pseudopimelodidae	<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	Acessória
Família Trichomycteridae	<i>Trichomycterus cf. alternatus</i> (Eigenmann, 1917)	Acessória
	<i>Trichomycterus cf. davisii</i> (Haseman, 1911)	Constante
Ordem Synbranchiformes		
Família Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	Acessória

A caracterização fisiográfica qualitativa dos pontos amostrais pode ser visualizada na TABELA 2 e permitiu verificar as diferenças nos microhabitats existentes ao longo do rio. De maneira geral, os microhabitats mais comuns foram observados em correntezas mais lentas, com poços fundos e poços marginais, de substrato rochoso e arenoso e com correntes mais rápidas, com maior e menor velocidade. Os microhabitats de velocidade mais rápida, por sua vez, apresentaram rochas grandes e as de menor velocidade apresentaram cascalho e areia. Os lambaris (*Deuterodon langei* e *Astyanax ribeirae*) estiveram frequentemente associados a poços fundos em locais de menor correnteza, *Phalloceros pellos* em poços marginais, *Ancistrus multispinis* associados a rochas grandes em trechos de correnteza rápida e *Characidium lanei* em locais arenosos com velocidade de correnteza moderada. Tais espécies foram as que aparentemente apresentaram locais preferenciais de ocorrência.

Quanto a amostragem da ictiofauna, observou-se que as espécies coletadas representam a comunidade do rio Morato, uma vez que os estimadores de riqueza utilizados na análise em comparação com a riqueza observada no estudo são semelhantes e mostram tendência de estabilização da curva (FIGURA 5).

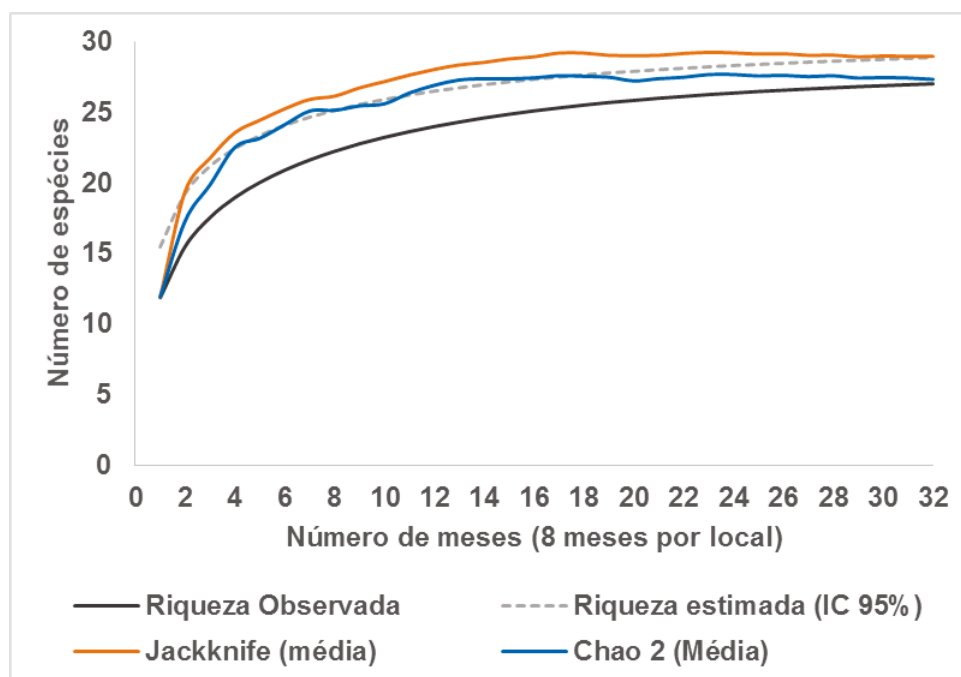


FIGURA 5. Curva de acumulação de espécies de peixes do rio Morato (linha contínua de cor preta), intervalo de confiança de 95% (linha tracejada). Estimadores de riqueza Jackknife (linha laranja) e Chao 2 (linha azul). Os dados de abundância das espécies são referentes a 8 meses de coleta nos 4 pontos distintos, totalizando 32 unidades amostrais.

TABELA 2. Caracterização fisiográfica qualitativa dos quatro ambientes amostrados para a identificação de microhabitats

		Aquário	Camping	Falsa Baiana	Ponto Externo
Ocupação margens		Preservada	Preservada	Uso	Uso
Erosão/assoreamento		Presença	Ausência	Presença	Presença
Alterações antrópicas		Não aparente	Não aparente	Não aparente	Descaracterização
Cobertura Vegetal	Leito	40-70%	40-70%	40-70%	40-70%
	Margem	>90%	>90%	>90%	40-70%
Água	Odor	Ausência	Ausência	Ausência	Leve
	Oleosidade	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
	Transparência	Alta	Alta	Alta	Alta
Poços	Presença	Muito presentes	Intermediário	Pouco frequentes	Intermediário
	Dimensão	Variada	Largos	Largos e rasos	Variada
	Profundidade	Variada	Rasos	Variada	Rasos
	Substrato	Rochas e pedras	Pedras e cascalhos	Pedras e cascalhos	Predomina areia
Rápidos	Frequência	Presentes	Esparcos	Muito presentes	Esparcos
	Extensão	Variada	Variada	Curto	Curto
	Fluxo	Moderado	Fraco	Moderado	Moderado
	Substrato	Rochas e pedras	Rochas e pedras	Pedras e cascalhos	Pedras e cascalho
Deposição	Lama	Pouca	Sem	Pouca	Pouca
	Cascalho	Alta	Alta	Alta	Moderado
	Rochas	Alta	Alta	Moderada	Sem
Fluxo e canal	Alterações	Não aparente	Não aparente	Não aparente	Pontuais
	Complexidade	Alta	Alta	Moderada	Moderada
Margens	Protegidas	Alta	Alta	Alta	Alta
	Vegetação	Árvores e arbustos	Árvores e arbustos	Árvores e arbustos	Árvores e arbustos
	Estabilidade	Estável	Estável	Estável	Instável

As espécies consideradas frequentes numericamente e constantes, para as quais foram descritos os aspectos reprodutivos são: *Ancistrus multispinis*, *Characidium lanei*, *Characidium pterostictum*, *Deuterodon langei*, *Kronichthys lacerta*, *Mimagoniates microlepis* e *Schizolecis guntheri*. Além dessas, calculou-se também as frequências de ocorrência de indivíduos e de fêmeas grávidas da espécie vivípara *Phalloceros pellos*. Estes dados serão apresentados seguindo-se o critério das ordens as quais pertencem.

4.1 CHARACIFORMES

4.1.1 *Characidium lanei*

Para *Characidium lanei* foram registrados 225 indivíduos, mais frequentes em outubro (20,5%) e no Aquário (33,5%). Em relação à frequência dos sexos, os machos foram predominantes e representaram 100% dos espécimes coletados em 9 unidades amostrais. Para a ocorrência de formas juvenis, embora tenha sido observado um percentual alto no Ponto Externo, o χ^2 não foi significativo ($p=0,0795$).

Determinou-se para a espécie 6 classes de comprimento, sendo a classe 4 que abrange indivíduos de 3,6 à 4,3 cm a mais comum em todos os pontos amostrais. Os indivíduos de menor tamanho (1,2 à 1,9 cm) foram amostrados apenas no Ponto Externo (FIGURA 6), contudo a diferença entre jovens e adultos não é estatisticamente diferente dos demais pontos, como já mencionado.

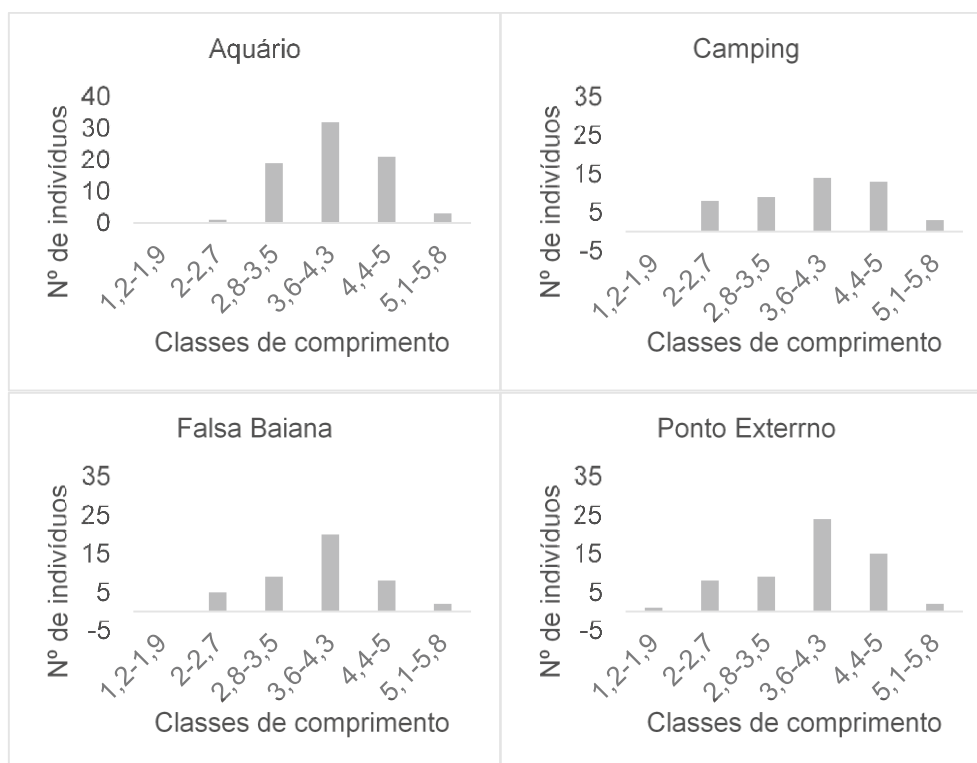


FIGURA 6. Ocorrência das classes de comprimento (número de espécimes) de *Characidium lanei* ao longo dos pontos amostrais.

Quanto ao período reprodutivo da espécie, o IGS demonstrou maiores médias nos meses de novembro, dezembro e janeiro para as fêmeas, com abrupta queda nessas médias nos meses posteriores. Para os machos, as maiores médias foram obtidas também nesses meses, com maior pico no mês de dezembro. Na coleta do mês de outubro, observou-se novamente um aumento no peso gonadal para ambos os sexos, indicando que a reprodução ocorre nos meses mais quentes do ano, iniciando neste período a maturação das gônadas (FIGURA 7).

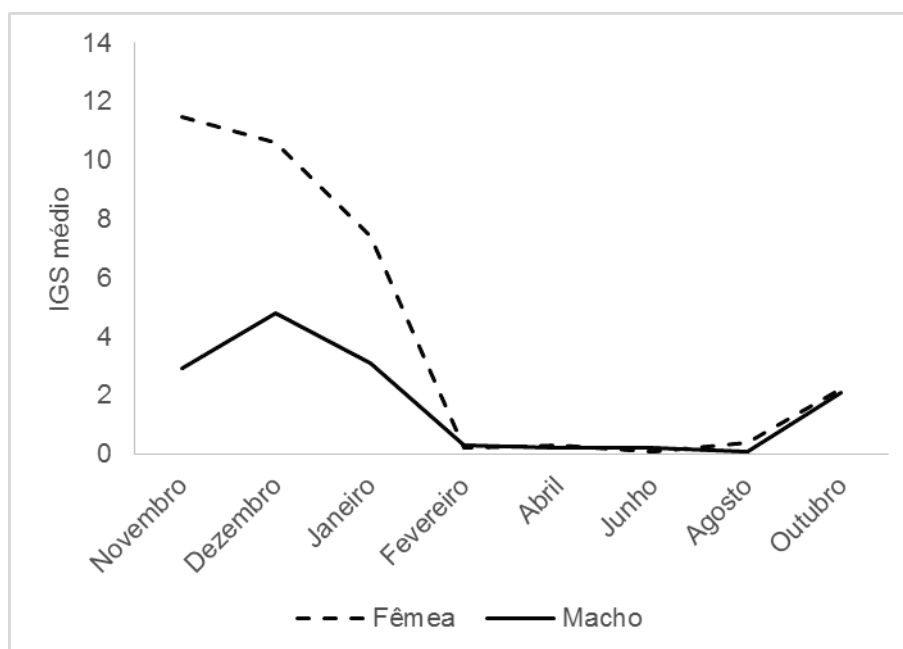


FIGURA 7. Valores médios de IGS de machos e fêmeas da espécie *Characidium lanei* nos meses de coleta.

A classificação da atividade reprodutiva indicou atividade moderada no Aquário e na Falsa Baiana, indicando que a mesma ocorre dentro dos limites da reserva (TABELA 3).

TABELA 3. Classificação da atividade reprodutiva de *Characidium lanei* nos pontos amostrais

	Valor do IAR	Classificação
Aquário	9,9	Moderada
Camping	0,7	Nula
Falsa	7,5	Moderada
Externo	1,3	Nula

As médias de K_n foram obtidas a partir de coeficientes de crescimento diferenciais para os sexos ($b=2,75$ para fêmeas e $b=2,51$ para machos) e foram maiores nos meses de dezembro e janeiro para ambos (FIGURA 8), confirmando o período reprodutivo da espécie. Em relação aos pontos amostrais, as médias de K_n foram superiores na Falsa Baiana (0,11 para fêmeas e 0,06 para machos), corroborando com os dados obtidos para o IAR que indicam esse ponto como local de reprodução para a espécie.

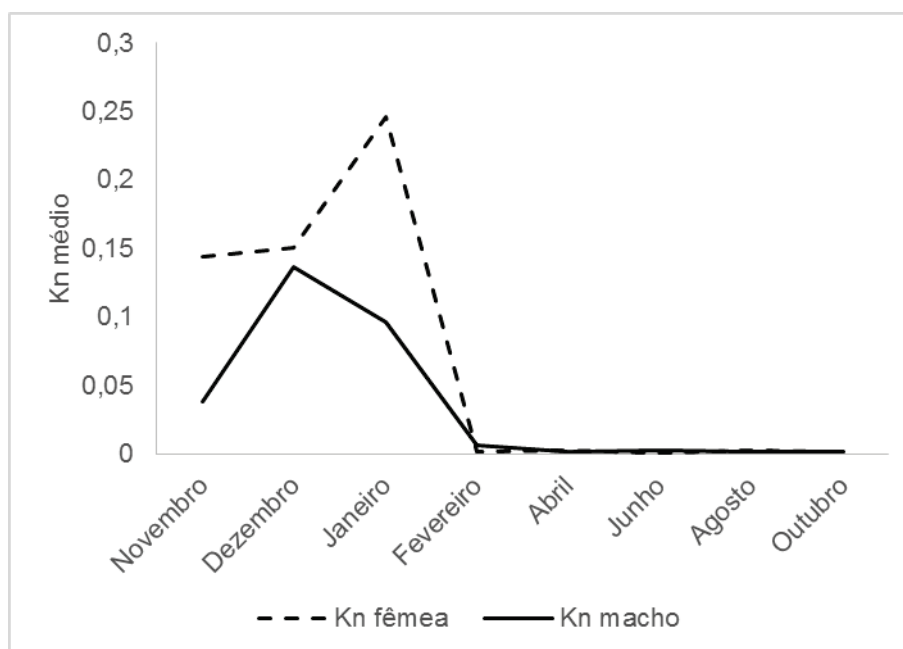


FIGURA 8. Médias mensais do Fator de Condição Gonadal para machos e fêmeas da espécie *Characidium lanei* nos meses amostrados.

Dado que a proporção de jovens no ponto externo à RPPN não foi significativamente diferente dos demais pontos, e que os cálculos de IAR e Kn demonstraram que a reprodução ocorre dentro da unidade, a mesma mostrou-se eficiente para garantir o ciclo de vida de *Characidium lanei*.

4.1.2 *Characidium pterostictum*

Foram registrados 579 indivíduos de *C. pterostictum*, sendo a maior frequência obtida no mês de agosto (22,2%) e no Camping (31%). O teste χ^2 foi significativo ($p=0,001$) para jovens e adultos, sendo o número de adultos superior em todos os pontos e meses de coletas.

Em relação a machos e fêmeas, houve diferença significativa ($p>3,84$) para o Aquário nos meses de junho e agosto, para a Falsa Baiana em novembro e para o Ponto Externo em agosto. Nos demais meses, a proporção sexual não foi estatisticamente diferente.

Os resultados do Teorema de Sturges indicaram 6 classes de comprimento, variando entre indivíduos de 2 à 6,5 cm. A classe com maior número em todos os pontos amostrais foi a classe 3 que compreende espécimes com comprimento total entre 3,8 à 4,5 cm. A classe 5 que abrange os maiores

indivíduos, embora pouco amostrada, foi observada no Aquário e no Camping, enquanto que a Classe 1 contendo os menores apenas na Falsa Baiana (FIGURA 9).

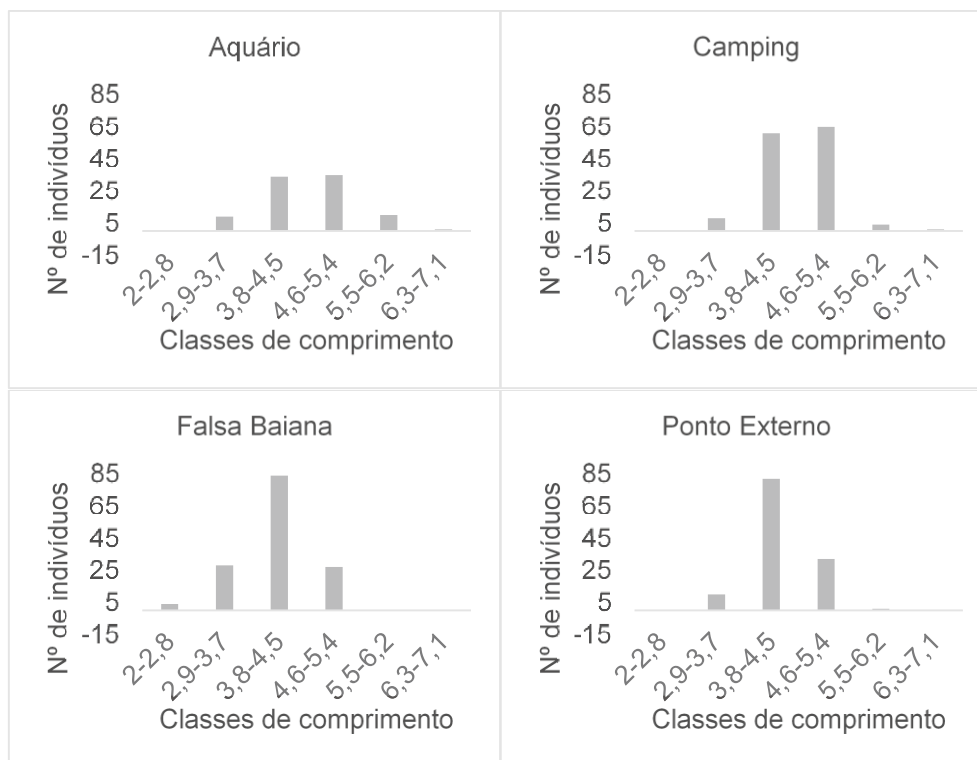


FIGURA 9. Número de indivíduos amostrados para cada classe de comprimento da espécie *Characidium pterostictum* em cada um dos pontos amostrais.

Os maiores valores médios do IGS foram observados nos meses de novembro, dezembro e janeiro para ambos os sexos. Após abrupta queda nos meses de abril, junho e agosto, onde as gônadas apresentaram-se em estádios em regressão e em regeneração, tais médias voltaram a aumentar no mês de outubro (FIGURA 10), tal como observado para *C. lanei*.

Quanto à atividade reprodutiva, a classificação do IAR indicou atividade moderada no Camping e na Falsa Baiana e incipiente no Aquário e no Ponto Externo (TABELA 4), sugerindo atividade apenas em pontos amostrais localizados no interior da reserva.

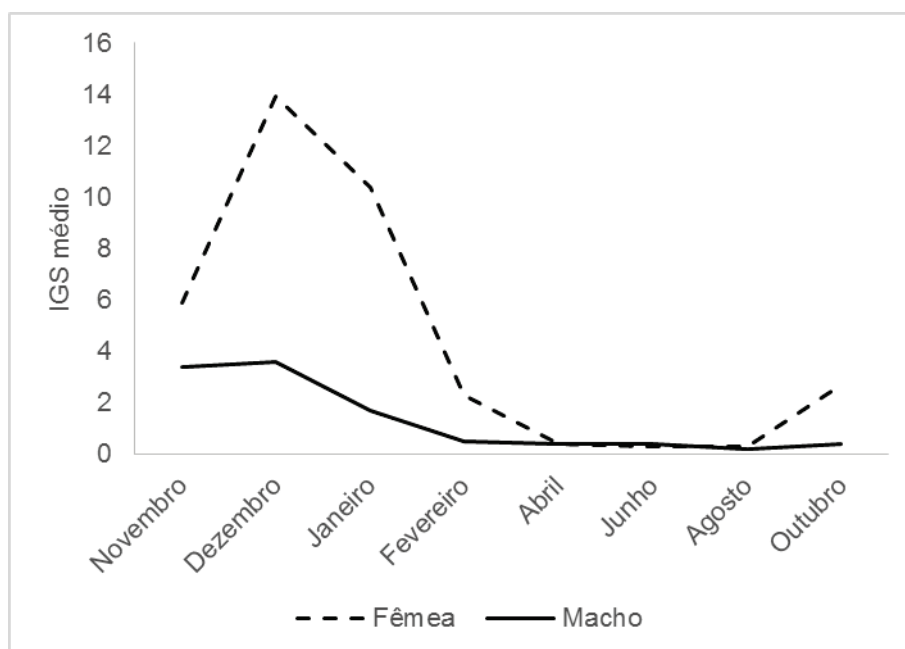


FIGURA 10. Valores médios do Índice Gonadossomático de machos e fêmeas de *Characidium pterostictum* nos meses amostrados.

TABELA 4. Classificação do IAR para a espécie *Characidium pterostictum* nos pontos de coleta

	Valor do IAR	Classificação
Aquário	2.6	Incipiente
Camping	10.3	Moderada
Falsa	8.4	Moderada
Externo	3.3	Incipiente

Na relação peso-comprimento da espécie, determinou-se os valores dos coeficientes de crescimento para as fêmeas ($b=2,91$) e para os machos ($b=2,51$), obtendo-se a partir destes coeficientes as médias dos valores de Kn. As médias podem ser visualizadas na FIGURA 11 e foram superiores nos meses novembro, dezembro e janeiro para ambos os sexos (0,08, 0,133 e 0,119 para as fêmeas e 0,05, 0,04 e 0,03 para os machos, respectivamente). Para o Fator de Condição Gonadal nos pontos amostrais, as médias foram superiores no Camping (0,04 para fêmeas e 0,012 para os machos) e na Falsa Baiana (0,055 e 0,038).

Os dados mensais de Kn corroboram com os dados obtidos pelo IGS quanto ao período reprodutivo, ao passo que estes dados analisados por ponto de coleta corroboram com os resultados obtidos pelo IAR quanto aos locais de reprodução. Uma vez que os dados de ocorrência de jovens e adultos não diferiram significativamente ao longo dos pontos amostrais e que a reprodução ocorreu no Camping e na Falsa Baiana, os limites da reserva mostraram-se suficientes para manter a referida espécie.

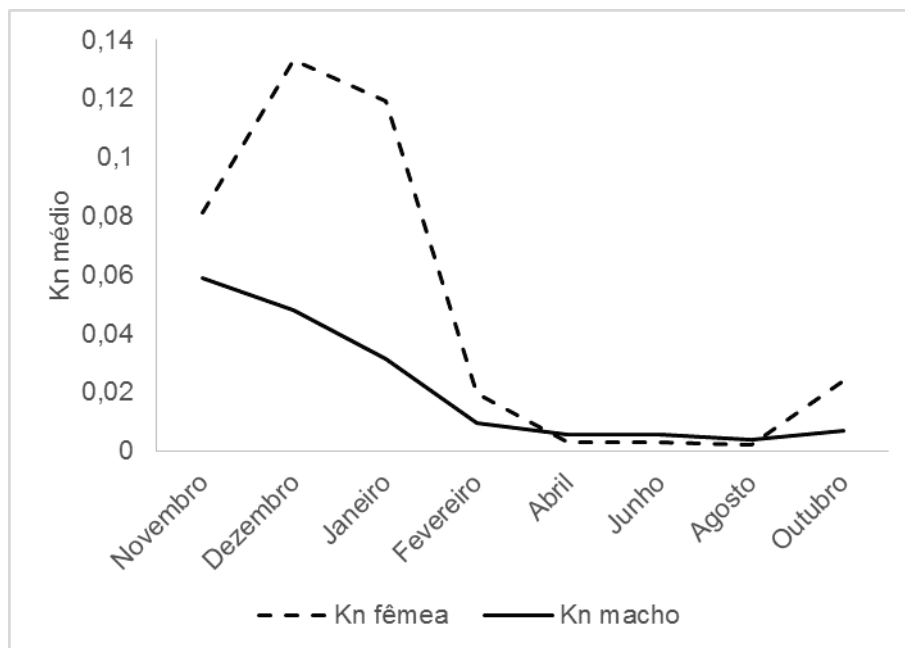


FIGURA 11. Médias do Fator de Condição Gonadal de *Characidium pterostictum* para machos e fêmeas nos oito meses de coleta.

4.1.3 *Deuterodon langei*

Foram registrados 98 indivíduos da espécie, cuja ocorrência foi superior no mês de junho (20,3%) e nos pontos Aquário e Camping (28% para ambos). Não foram observadas altas frequências de imaturos nos meses e pontos amostrais, com exceção também do mês de junho para a Falsa Baiana em que os jovens representaram 84,6% da amostragem. O teste χ^2 foi significativo para a ocorrência de jovens e adultos ($p=0,028$).

Destaca-se que no referido mês, fortes chuvas ocorreram nos dias que antecederam a coleta, tornando a água mais turva. Este fato pode ter ocasionado a alta captura de juvenis, uma vez que estes foram mais facilmente amostrados durante os arrastos e não apenas nas redes de espera nas quais os lambaris maiores foram mais comumente capturados. Para a proporção de machos e fêmeas, os valores do teste não foram significativos.

Em relação as classes de comprimento, obtiveram-se 6 classes que abrangeram espécimes cuja variação foi de 2,5 à 14,2 cm. A classe 4 que representa indivíduos de 9,2 à 11,3 cm foi a mais frequente em todos os pontos, com exceção na Falsa Baiana. Neste ponto, por sua vez, houve predomínio da menor classe de comprimento, como pode ser observado na FIGURA 12.

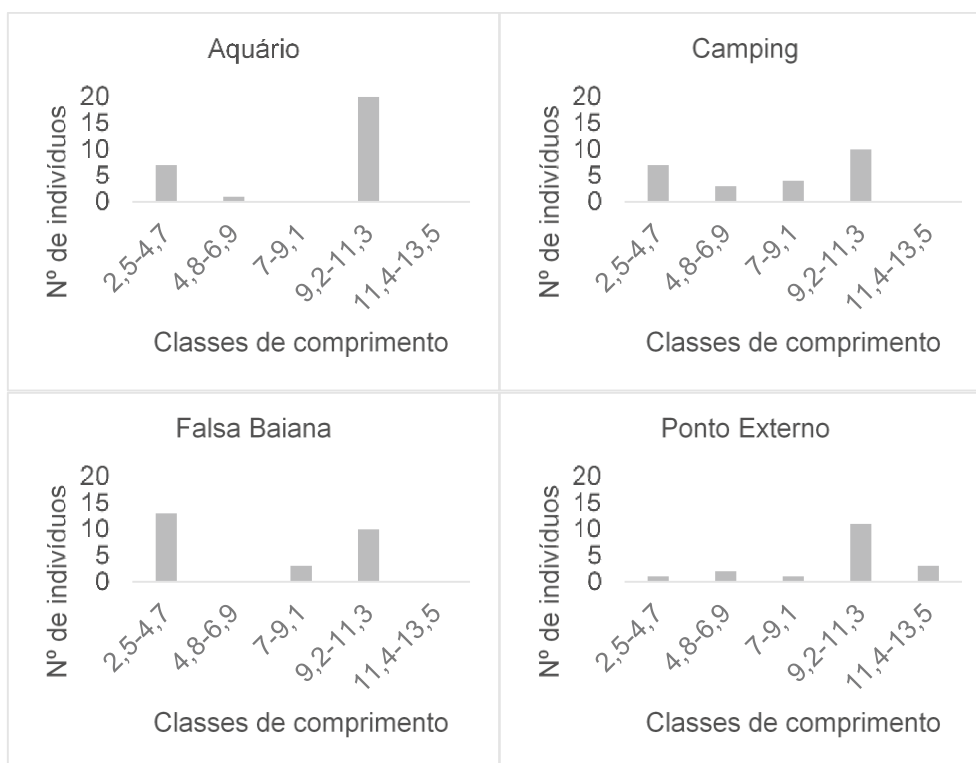


FIGURA 12. Número de espécimes registrados em cada classe de comprimento determinada para *Deuterodon langei*.

Os cálculos relacionados à atividade reprodutiva demonstraram que a espécie apresentou maiores médias de IGS nos meses de novembro e dezembro para ambos os sexos (FIGURA 13), ressaltando-se que não foram coletadas fêmeas nos meses de janeiro e fevereiro, o que pode influenciar nos resultados do Índice Gonadossômico. Para o IAR obteve-se atividade classificada como muito intensa no Aquário e nula ou incipiente nos demais pontos (TABELA 5), demonstrando atividade apenas neste ponto amostral.

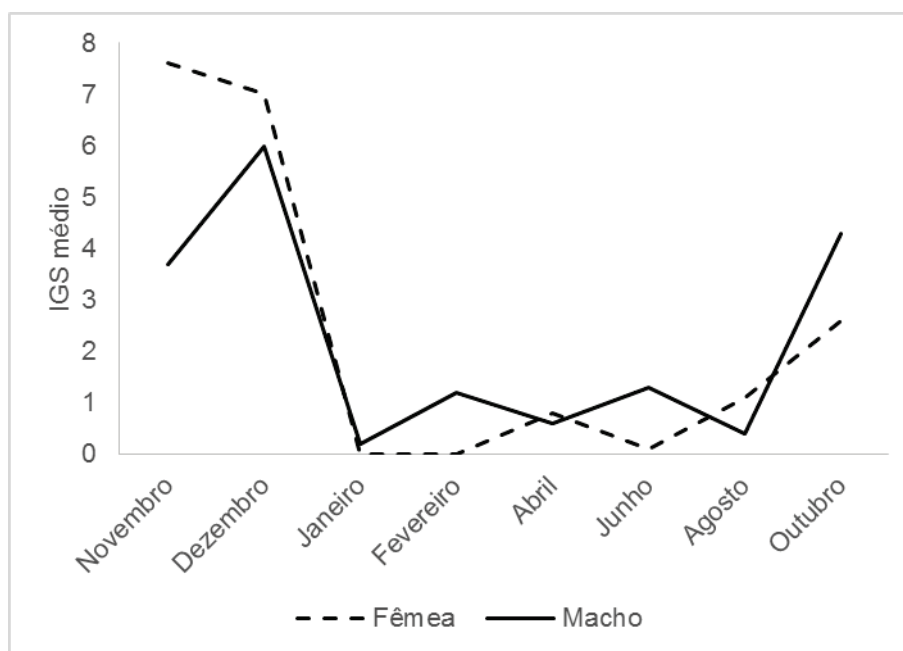


FIGURA 13. Médias de IGS para ambos os sexos da espécie *Deuterodon langei* durante os meses de coleta.

TABELA 5. Resultados do Índice de Atividade Reprodutiva para *Deuterodon langei* nos pontos amostrais

	Valor do IAR	Classificação
Aquário	22,4	Muito intensa
Camping	4,8	Incipiente
Falsa	0	Nula
Externo	5	Incipiente

A relação peso-comprimento da espécie resultou no mesmo coeficiente para machos e fêmeas ($b=3,10$), a partir da observação do intervalo de confiança. Este coeficiente aplicado ao cálculo do Fator de Condição Gonadal demonstrou maiores médias nos meses de novembro e dezembro para ambos os sexos, conforme pode ser observado na FIGURA 14, sendo 0,07 e 0,05 para as fêmeas e 0,03 e 0,05 para os machos, respectivamente. Este mesmo índice aplicado aos pontos amostrais exibiu valores superiores no Aquário, como esperado.

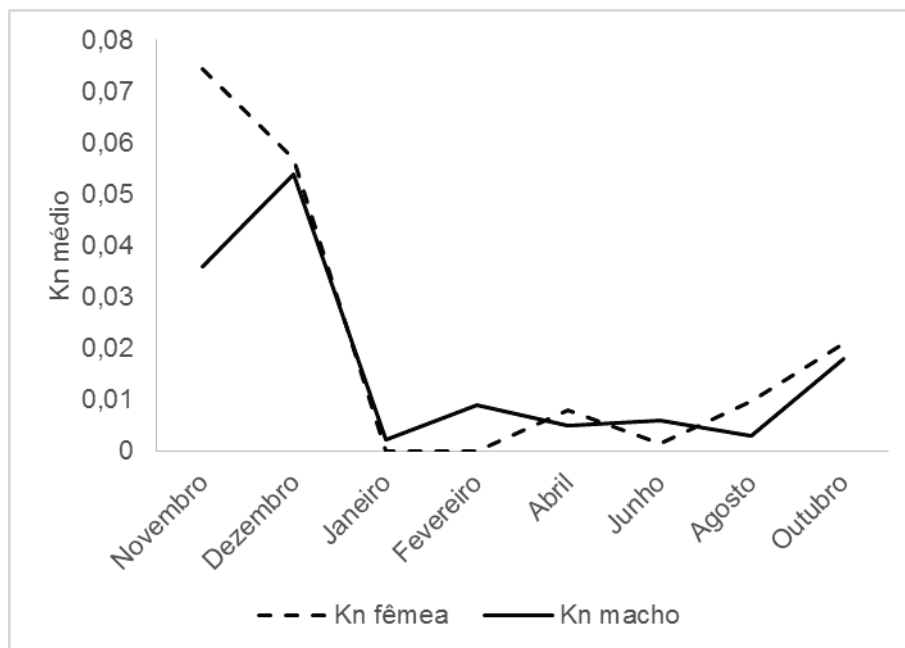


FIGURA 14. Médias de Kn para ambos os sexos da espécie *Deuterodon langei* durante os meses de coleta.

4.1.4 *Mimagoniates microlepis*

Foram capturados 212 indivíduos da espécie *Mimagoniates microlepis*, mais frequentes no mês de agosto (31,6%) e na Falsa Baiana (43,7%). O resultado do teste χ^2 aplicado para os dados de ocorrência de juvenis e adultos não foi significativo. Em relação à frequência de machos e fêmeas, obteve-se diferença significativa apenas para machos coletados na Falsa Baiana no mês de janeiro.

Determinou-se 5 classes de comprimento para os indivíduos cujo comprimento total variou de 2 à 7 cm. Tais classes se distribuíram de forma diferenciada ao longo dos pontos, no entanto observou-se que a classe 1 que compreende espécimes de 2 à 3 cm foi mais frequente na Falsa Baiana e no Ponto Externo, em trechos mais a jusante da bacia. A distribuição das classes de comprimento pode ser observada na FIGURA 15.

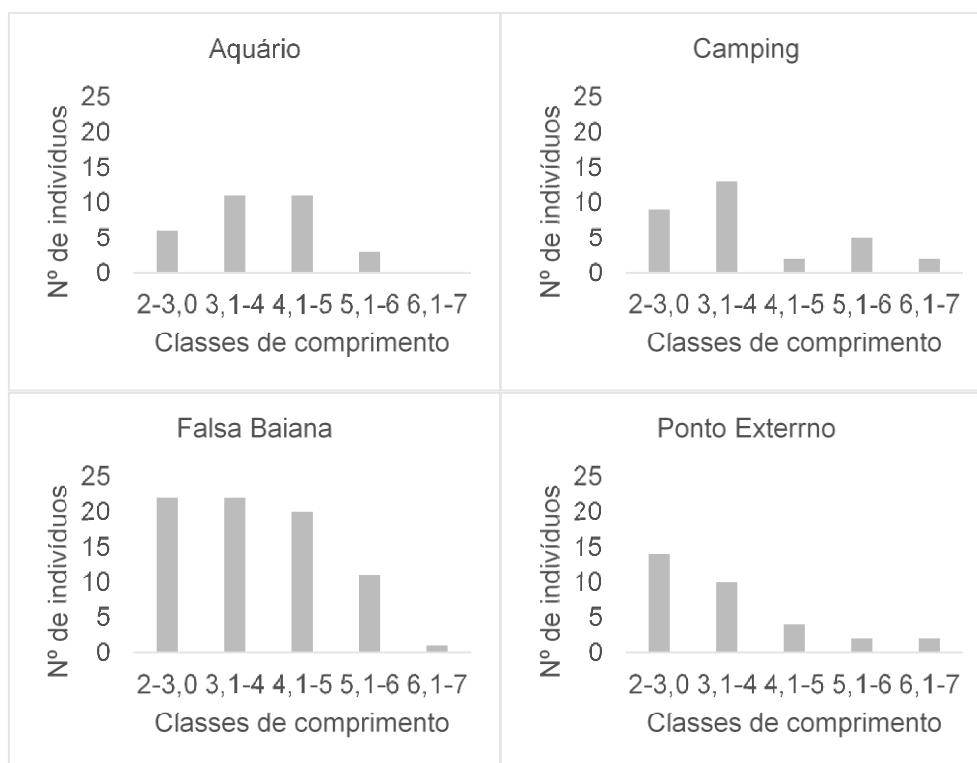


FIGURA 15. Número de indivíduos amostrados para cada classe de comprimento determinada para a espécie *Mimagoniates microlepis* ao longo dos pontos de coleta.

Em relação ao IGS, as maiores médias foram obtidas entre os meses de novembro à fevereiro para ambos os sexos, destacando-se o mês de novembro para as fêmeas. Neste período muitas fêmeas maduras com alto peso gonadal foram amostradas, elevando a média mensal, conforme pode ser observado na FIGURA 16. Para os machos, tais médias mantiveram-se muito semelhantes durante os meses de novembro, dezembro e janeiro com valores próximos a 6.

Tendo sido determinada a relação peso-comprimento da espécie, obteve-se os valores diferenciais do coeficiente de crescimento para os sexos, sendo 2,49 para as fêmeas e 2,58 para os machos. Estes valores aplicados ao Kn resultaram em médias superiores nos meses de novembro, dezembro e janeiro para os dois sexos, a exemplo do observado para o Índice Gonadossomático (FIGURA 17). Os cálculos do Fator de Condição Gonadal indicaram melhores resultados para o Aquário (0,11 para as fêmeas e 0,0047 para os machos), seguido da Falsa Baiana (0,0079 e 0,0033, respectivamente), ponto no qual o IAR demonstrou atividade reprodutiva moderada, como pode ser observado na TABELA 6. Cabe mencionar que poucas fêmeas da espécie foram coletadas no Aquário, contudo, essas fêmeas apresentaram elevado peso gonadal. Tal fato

está atrelado a uma média de Kn alta neste ponto, ainda que não seja o local de maior ocorrência de fêmeas em desenvolvimento ou em recuperação ao longo das coletas.

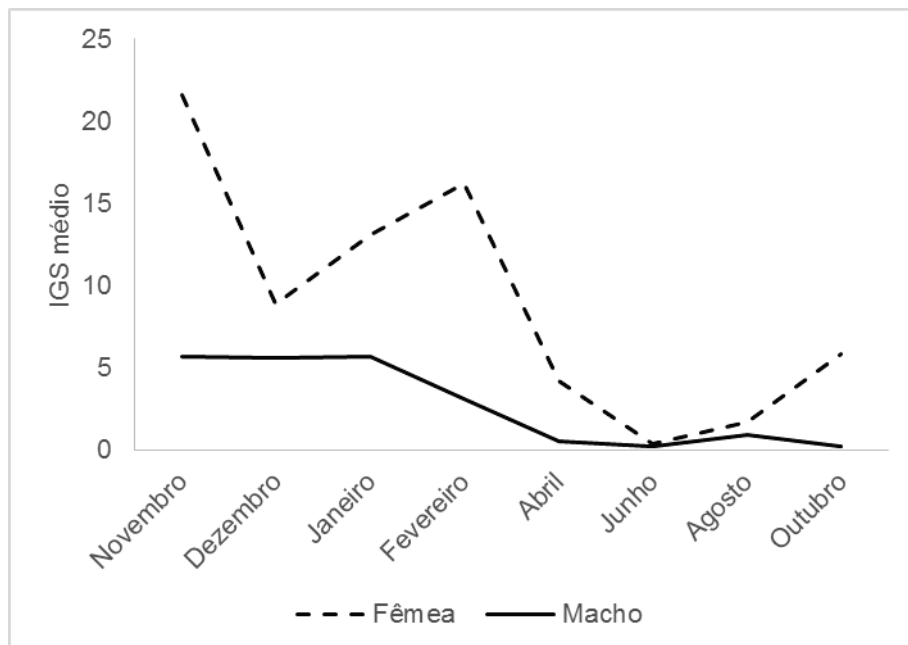


FIGURA 16. Médias mensais do IGS para machos e fêmeas de *Mimagoniates microlepis*.

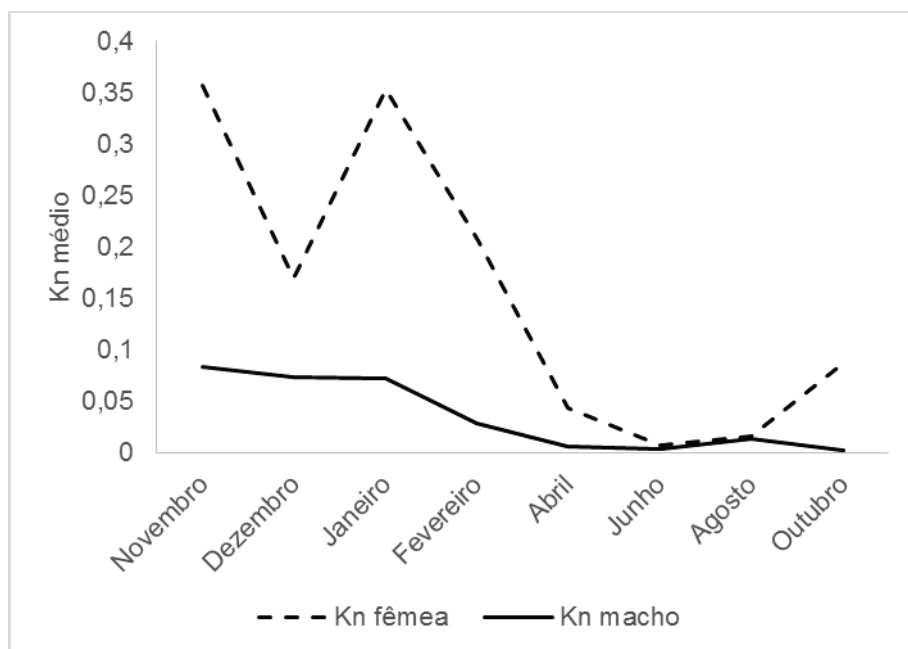


FIGURA 17. Médias mensais de Kn para machos e fêmeas da espécie *Mimagoniates microlepis*.

TABELA 6. Classificação da atividade reprodutiva de *Mimagoniates microlepis* nos pontos amostrais

	Valor do IAR	Classificação
Aquário	1,5	Nula
Camping	1,3	Nula
Falsa	9	Moderada
Externo	1,2	Nula

Para *Mimagoniates microlepis*, observou-se reprodução na Falsa Baiana, dentro dos limites da RPPN onde o maior número de indivíduos foi coletado. Embora o cálculo do IAR não tenha indicado o Aquário como local de reprodução, as fêmeas em desenvolvimento, sobretudo na última coleta, sugerem também trechos superiores do rio como locais de reprodução. Visto que os jovens foram capturados nos pontos mais inferiores, é necessário que a reserva considere a bacia integralmente para garantir todas as fases do desenvolvimento da espécie.

Diante dos resultados apresentados para as 4 espécies pertencentes a ordem Characiformes, a TABELA 7 apresenta um resumo das principais informações sobre os aspectos da distribuição e reprodução de cada uma delas.

TABELA 7. Resumo dos principais resultados obtidos para os Characiformes

	<i>C. lanei</i>	<i>C. pterostictum</i>	<i>D. langei</i>	<i>M. microlepis</i>
	Não			
% J e A	significativo	Significativo	Significativo	Não significativo
	Não			
% M e F	Significativo	Significativo	significativo	Significativo
	Machos	Dezembro	Dezembro	Novembro e janeiro
Maior IGS	Fêmeas	Novembro	Dezembro	Novembro
Maior IAR		Aquário	Camping	Falsa Baiana
	Machos	Dezembro	Dezembro	Dezembro
Maior Kn	Fêmeas	Janeiro	Dezembro	Novembro

4.2 SILURIFORMES

4.2.1 *Ancistrus multispinis*

Foram coletados 797 indivíduos da espécie *Ancistrus multispinis*, mais frequentes no mês de fevereiro (15,1%) e no Ponto Externo (31,5%). As frequências de machos e fêmeas indicaram predomínio de machos na maioria dos pontos e meses coletados, sendo o valor do χ^2 significativo.

Em relação à ocorrência de indivíduos imaturos, destaca-se o Ponto Externo a RPPN nos meses de janeiro, fevereiro e abril. Estes dados submetidos ao teste χ^2 também mostraram diferença estatística ($p=0,001$) quanto à ocorrência dos jovens nos pontos amostrais, sugerindo uma ocupação diferencial ao longo do rio.

O Teorema de Sturges resultou em 8 classes de comprimento, visto terem sido amostrados indivíduos de 1,7 à 12,4 cm. Os espécimes de maior tamanho foram amostrados com mais frequência no Aquário, ao passo que os menores na Falsa Baiana e no Ponto Externo (FIGURA 18). A distribuição das classes de comprimento aliada à diferença significativa obtida para os pontos amostrais quanto à ocorrência de imaturos e adultos demonstram uma ocupação diferencial da espécie ao longo do gradiente montante-jusante, com adultos maduros ocorrendo nos trechos superiores e jovens nos trechos inferiores.

Em relação aos aspectos reprodutivos, as médias de IGS para machos e fêmeas mostraram maiores valores nos meses de novembro, dezembro e janeiro, como pode ser observado na FIGURA 19. Assim como observado para outras espécies, na coleta do mês de outubro muitos indivíduos em desenvolvimento (maturação) foram amostrados, indicando que a espécie inicia seu ciclo reprodutivo.

Para o cálculo da atividade reprodutiva, obteve-se atividade classificada como intensa ou moderada nos pontos internos à reserva e nula no Ponto Externo (TABELA 8). Tal atividade foi considerada intensa no Aquário, ponto no qual os indivíduos de maior tamanho foram amostrados.

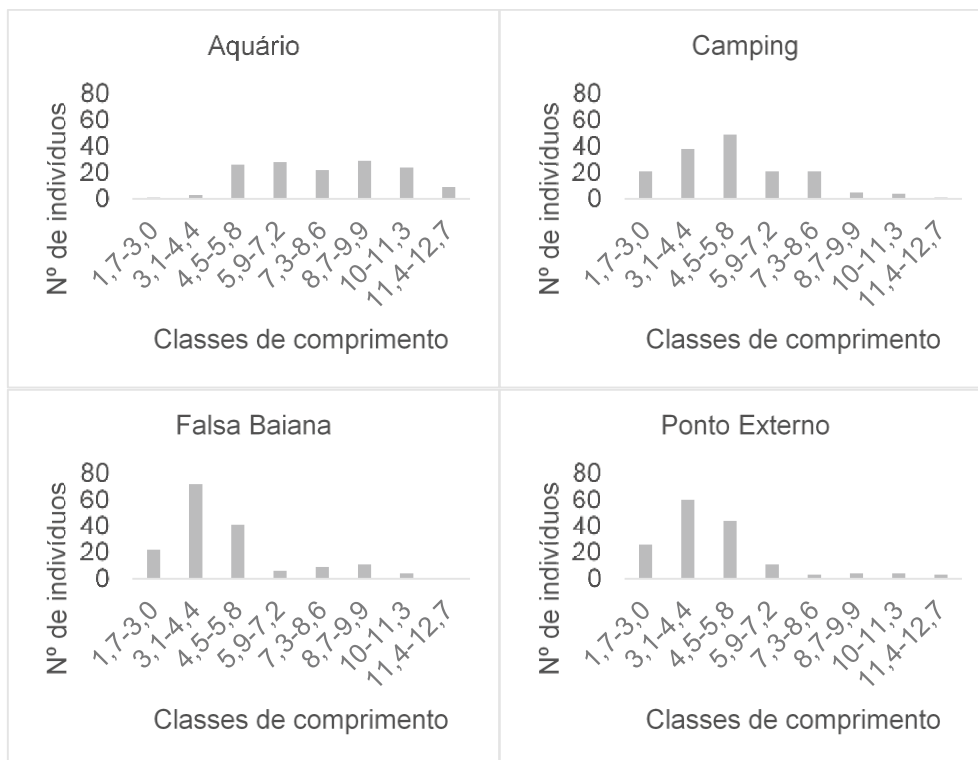


FIGURA 18. Número de indivíduos registrados nas classes de comprimento determinadas para *Ancistrus multispinis* nos quatro pontos amostrais.

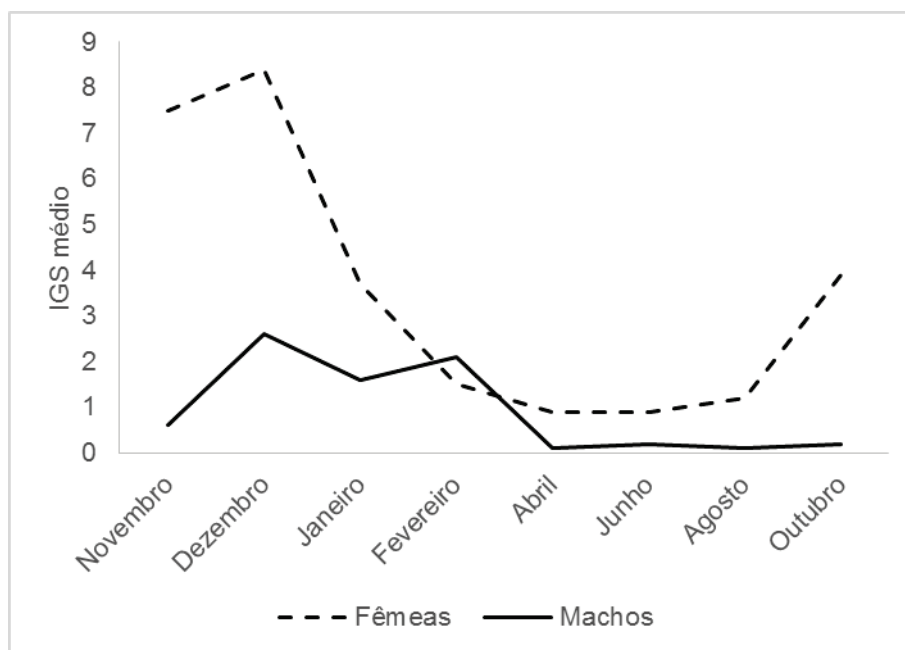
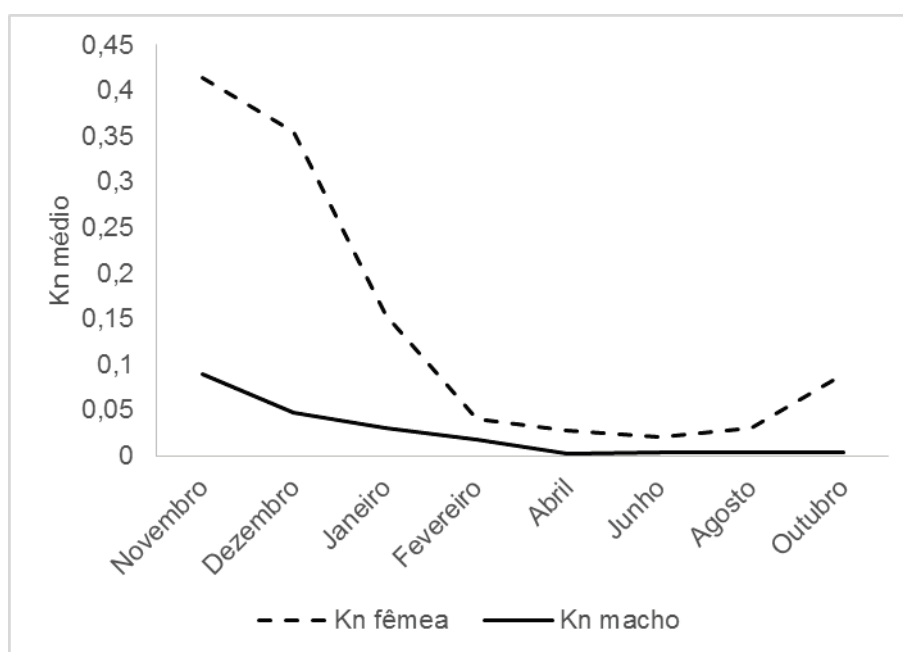


FIGURA 19. Médias mensais obtidas para o Índice Gonadossomático de machos e fêmeas de *Ancistrus multispinis*.

TABELA 8. Classificação do IAR para *Ancistrus multispinis* nos pontos de coleta

	Valor do IAR	Classificação
Aquário	12,3	Intensa
Camping	8,4	Moderada
Falsa	7,1	Moderada
Externo	1,4	Nula

Para o cálculo do Fator de Condição Gonadal, dada a relação de peso-comprimento da espécie, verificou-se não ser possível utilizar o mesmo coeficiente de crescimento (b) para machos e fêmeas. Sendo assim, para as fêmeas utilizou-se o valor de 2,51 e para os machos de 2,73, observando-se maiores valores médios nos meses de novembro e janeiro para as fêmeas (0,41 e 0,35, respectivamente) e para os machos (0,09 e 0,04), conforme pode ser visualizado na FIGURA 20. Este mesmo cálculo aplicado aos pontos amostrais indicou médias semelhantes para as fêmeas no Aquário, Camping e Falsa Baiana (0,13, 0,14 e 0,19), pontos nos quais ocorreu reprodução, ao passo que para os machos a maior média foi obtida para a Falsa Baiana, sendo de 0,03.

FIGURA 20. Médias mensais do Fator de Condição Gonadal de machos e fêmeas de *Ancistrus multispinis*.

Embora a reprodução tenha ocorrido nos pontos internos à RPPN, a ocupação diferencial das classes de comprimento e o fato dos jovens ocorrerem nos pontos à jusante indicam que as ações de conservação de *A. multispinis*

devem considerar a gestão de toda a bacia, não sendo os limites da reserva suficientes para garantirem a manutenção do ciclo de vida da espécie.

4.2.2 *Kronichthys lacerta*

Foram coletados 196 indivíduos da espécie, cuja ocorrência mais frequente foi observada no Camping que representou 48,3% dos indivíduos amostrados, bem como no mês de outubro (21,5%). Em contrapartida, poucos espécimes foram registrados no Aquário e no Ponto Externo, em função dos ambientes com características fisiográficas distintas.

Para as frequências de jovens e adultos não foram obtidos resultados significativos ($p=0,051$). A proporção de machos e fêmeas diferiu estatisticamente no Camping e na Falsa Baiana, pontos nos quais as fêmeas foram mais frequentes.

Determinou-se para *Kronichthys lacerta* 5 classes de comprimento (FIGURA 21), visto que os indivíduos variaram de 3 à 10,6 cm. A classe mais frequente foi a classe 2 em todos os pontos amostrais, com exceção do Ponto Externo onde houve maior ocorrência dos indivíduos da classe 1. No Camping, onde se deu a maior amostragem da espécie ao longo das coletas, todas as classes foram registradas.

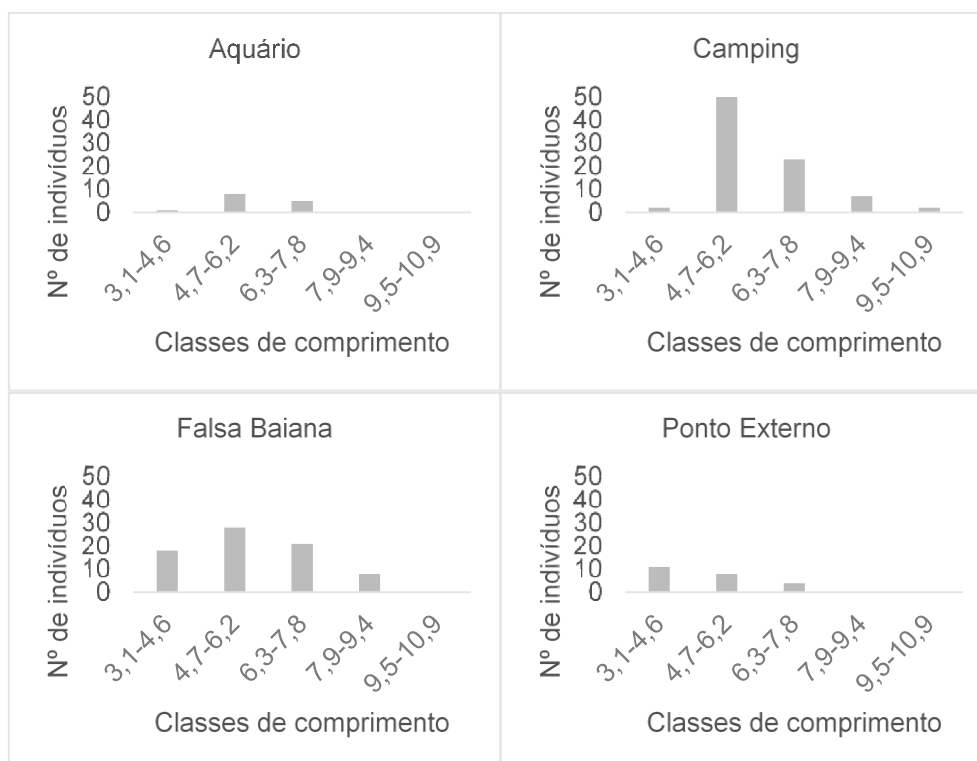


FIGURA 21. Distribuição das classes de comprimento (número de indivíduos) ao longo dos pontos amostrais para a espécie *Kronichthys lacerta*.

Os cálculos do Índice Gonadossomático mostraram maiores picos nos meses de novembro, dezembro, abril e agosto para as fêmeas e novembro e dezembro para os machos conforme pode ser visualizado na FIGURA 22. Destaca-se que no mês de abril registrou-se a ocorrência de apenas uma fêmea parcialmente desovada, com alto peso gonadal, tal como uma única fêmea em desenvolvimento no mês de agosto que elevaram os valores de IGS nessas amostragens. Para o IAR, não foi registrada atividade apenas no Ponto Externo (TABELA 9). É importante mencionar que embora de maneira geral poucas fêmeas tenham sido amostradas no Aquário, no mês de outubro registrou-se fêmeas em reprodução com alto peso de gônada, resultando em atividade reprodutiva também nessa unidade amostral.

TABELA 9. Classificação da atividade reprodutiva de *Kronichthys lacerta* nos pontos amostrais

	Valor do IAR	Classificação
Aquário	7,7	Moderada
Camping	12,7	Intensa
Falsa	7,4	Moderada
Externo	0,3	Nula

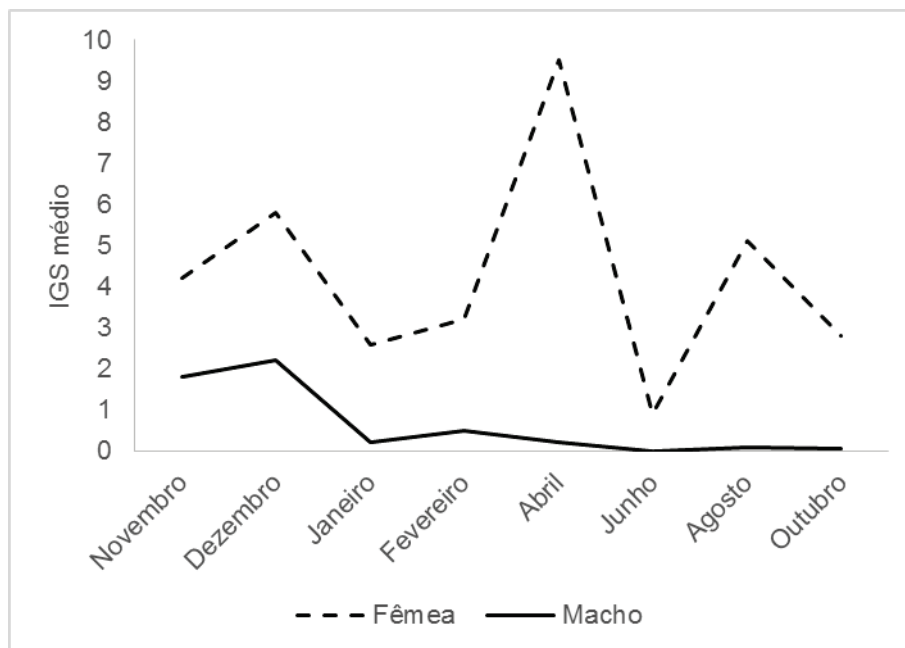


FIGURA 22. Valores médios do IGS de machos e fêmeas de *Kronichthys lacerta* durante os oito meses de coleta.

O Fator de Condição Gonadal, por sua vez, obtido através do coeficiente de crescimento de 2,98 para as fêmeas e 3,02 para os machos resultou em maiores médias nos meses de novembro, dezembro e outubro, corroborando com o esperado para o IGS quanto ao período reprodutivo da espécie (FIGURA 23). O Kn aplicado às unidades amostrais revelou maiores médias na Falsa Baiana e no Aquário, corroborando com os dados obtidos pelo IAR.

Os resultados obtidos para *K. lacerta* sugerem ocorrência e reprodução ocorrendo nos limites da unidade, no entanto, como poucos indivíduos jovens foram amostrados não é possível afirmar se estes ocorrem em trechos à jusante da bacia ou se a espécie de fato completa o seu ciclo de vida no interior da RPPN.

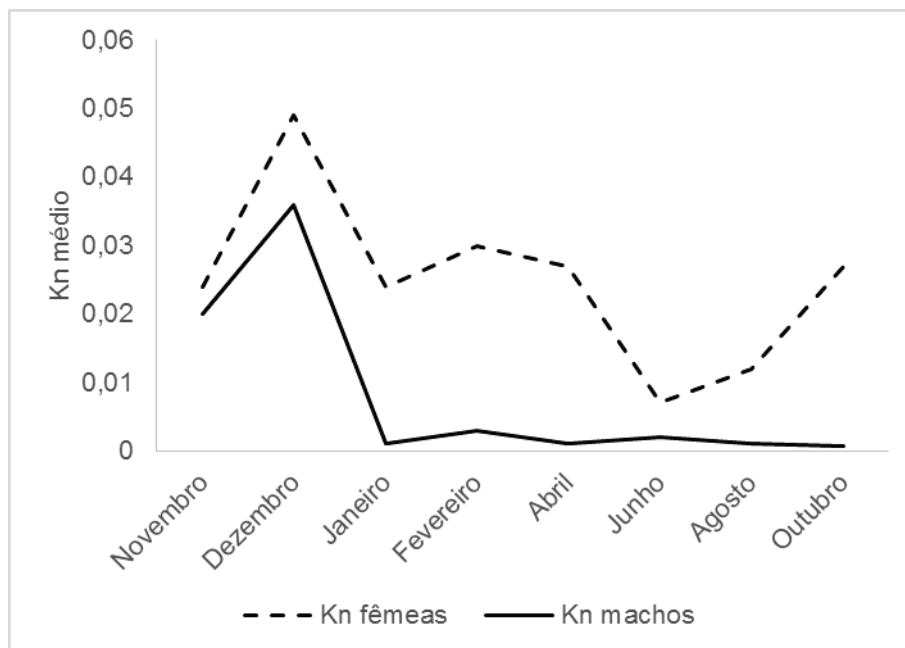


FIGURA 23. Valores médios mensais de Kn para machos e fêmeas de *Kronichthys lacerta*.

4.2.3 *Schizolecis guntheri*

Registrou-se 624 indivíduos da espécie *Schizolecis guntheri*, mais frequentes na Falsa Baiana e no Ponto Externo (32 e 29,1%, respectivamente) e nos meses de dezembro e outubro (16,8 e 17,2%).

As frequências de ocorrência de jovens e adultos em cada ponto amostral aplicadas ao teste χ^2 resultaram em valor de p não significativo ($p > 0,005$). A maior ocorrência de indivíduos imaturos foi observada na Falsa, seguido do Ponto Externo, contudo, indivíduos adultos foram a maioria nos 4 pontos de coleta. Para a proporção sexual, obteve-se resultado significativo em todos os pontos, sendo as fêmeas em maior número, com exceção apenas da Falsa Baiana.

Foram determinadas 7 classes de comprimento para os indivíduos que variaram de 1 à 6,6 cm. A classe 4 foi predominante em todas as unidades amostrais, representando cerca de 70% do total. A classe 7 que abrange os maiores indivíduos, ainda que com baixa frequência, foi observada apenas no Aquário, ponto no qual não ocorreram as menores classes (FIGURA 24).

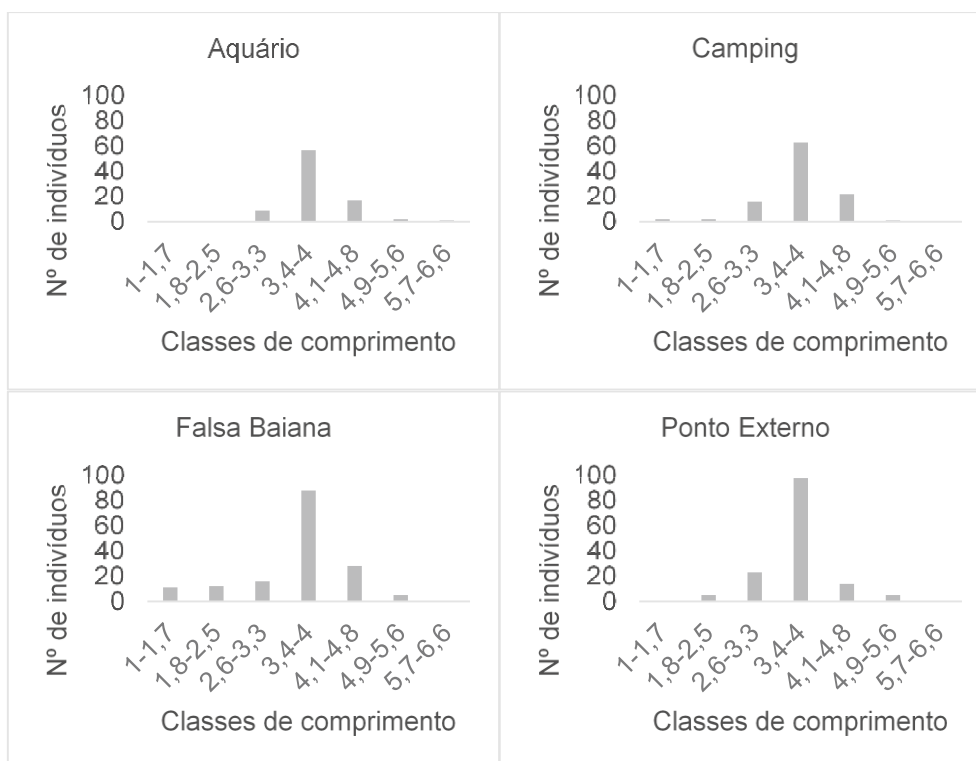


FIGURA 24. Número de espécimes amostradas nas classes de comprimento de *Schizolecis guntheri* para cada um dos pontos amostrais.

As maiores médias de IGS foram observadas nos meses de novembro e dezembro para machos e fêmeas, destacando-se ainda altas médias para as fêmeas nos dois meses subsequentes, bem como nos meses de agosto e outubro, como pode ser visualizado na FIGURA 25. A atividade reprodutiva por sua vez, foi registrada nos 3 pontos localizados no interior da reserva e incipiente no Ponto Externo à RPPN (TABELA 10).

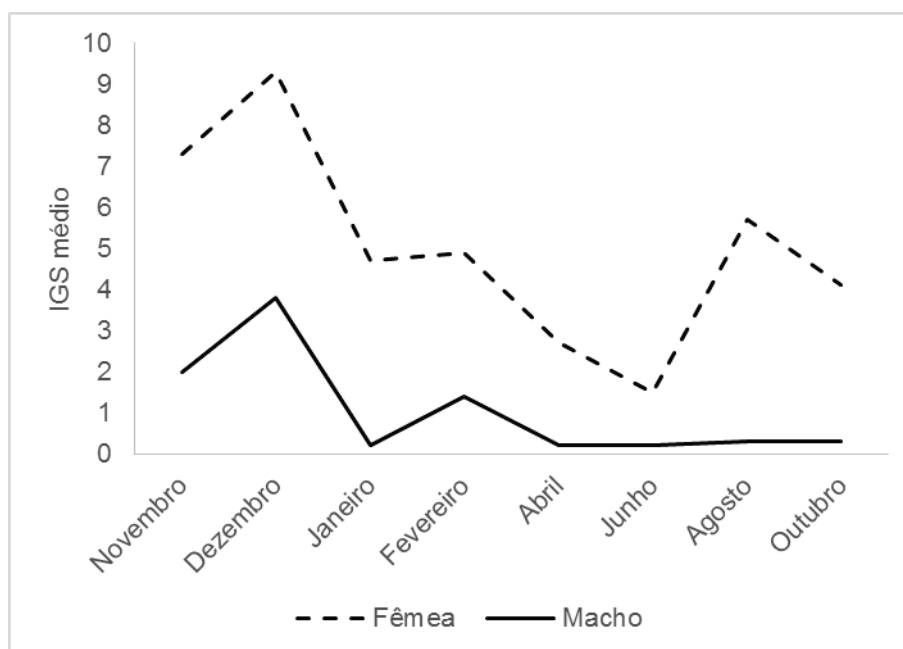


FIGURA 25. Médias mensais do IGS de machos e fêmeas pertencentes à espécie *Schizolecis guntheri*.

TABELA 10. Classificação do IAR de *Schizolecis guntheri* nos quatro pontos amostrais

	Valor do IAR	Classificação
Aquário	10	Moderada
Camping	12,8	Intensa
Falsa	12,4	Intensa
Externo	2,9	Incipiente

A relação peso-comprimento para *Schizolecis guntheri* demonstrou diferentes coeficientes de crescimento para os dois sexos, sendo 2,66 para as fêmeas e 3,017 para os machos. Estes coeficientes de crescimento utilizados para se determinar as médias de Kn resultaram em maiores valores destas em novembro e dezembro para os ambos os sexos, a exemplo do IGS (FIGURA 26).

Para *S. guntheri*, a reserva mostrou-se efetiva para garantir a manutenção do seu ciclo reprodutivo e de vida, uma vez que as classes de comprimento se distribuíram de maneira semelhante ao longo dos pontos e que não houve diferença significativa no número de jovens e adultos amostrados.

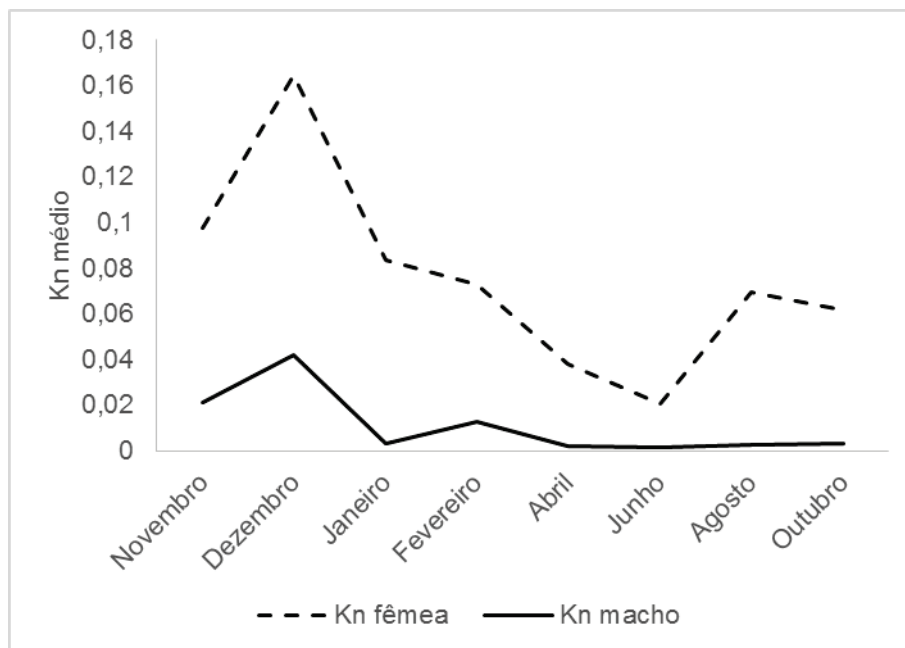


FIGURA 26. Valores médios mensais de Kn para machos e fêmeas da espécie *Schizolecis guntheri*.

Assim como apresentado para os Characiformes na sessão anterior, na TABELA 11 pode-se observar os principais resultados obtidos para os Siluriformes.

TABELA 11. Resumo dos principais resultados obtidos para as espécies pertencentes à ordem Siluriformes

	<i>A. multispinis</i>	<i>K. lacerta</i>	<i>S. guntheri</i>
% J e A	Significativo	Não significativo	Não significativo
% M e F	Significativo	Significativo	Significativo
Machos	Dezembro	Dezembro	Dezembro
Fêmeas	Dezembro	Dezembro*	Dezembro
Maior IAR	Aquário	Camping	Camping e Falsa
Machos	Novembro	Dezembro	Dezembro
Fêmeas	Novembro	Dezembro	Dezembro

*O Maior valor de IGS para fêmeas de *K. lacerta* foi observado no mês de abril, mas por se referir a um valor individual e não a um valor médio não foi considerado como período reprodutivo da espécie.

4.3 CYPRINODONTIFORMES

4.3.1 *Phalloceros pellos*

Foram amostrados 804 indivíduos da espécie *Phalloceros pellos*, mais frequentes na Falsa Baiana (36,2%) e no Ponto Externo (31,3%) e nos meses de janeiro (26,1%) e dezembro (19,4%). Destaca-se que no mês de janeiro as coletas foram realizadas após uma forte tromba d'água, e o alto número de indivíduos coletados neste período indica que *P. pellos* é uma espécie resistente a tais eventos, apesar de sofrer o arrasto.

Em relação a ocorrência de jovens, estes foram coletados em baixa frequência apenas no Aquário, assemelhando-se ou superando o número de adultos nos demais pontos. Além disso, observou-se também predomínio de fêmeas em todos os meses e pontos de coleta. Analisando-se o total amostrado, as fêmeas representaram 63% da amostra. Aplicando-se estes dados ao teste χ^2 obteve-se resultado significativo, tanto para as frequências de jovens e adultos, quanto para a proporção sexual.

Determinou-se 6 classes de comprimento, cuja variação foi de 1,1 à 4,7 cm. Com exceção do Aquário, a classe 3 (2,3 à 2,8 cm) foi a mais frequente, sendo que em todos os pontos foram registradas todas as classes, conforme pode ser visualizado na FIGURA 27.

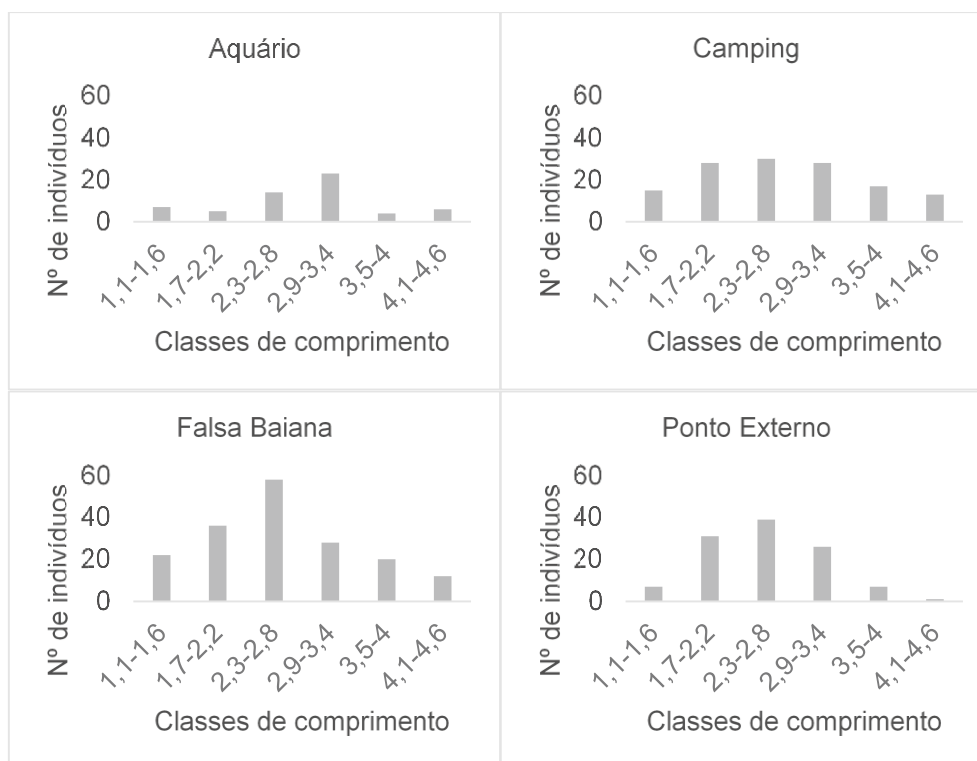


FIGURA 27. Número de indivíduos amostrados nas classes de comprimento obtidas para *Phalloceros pellos* nos pontos de coleta.

Como já mencionado, para essa espécie que é vivípara a maioria dos parâmetros específicos calculados para a reprodução não são aplicáveis. Dessa forma, calculou-se a frequência de ocorrência de fêmeas grávidas ao longo dos pontos e meses de coleta, bem como o Fator de Condição Gonadal.

A maior frequência para fêmeas grávidas foi obtida no mês de dezembro, no qual 60% das fêmeas coletadas continham embriões, seguida do mês de janeiro (36,5%). Ressalta-se que nos meses de agosto e outubro, embora tenha se obtido baixa frequência de fêmeas grávidas (FIGURA 28), muitas estavam já aptas à reprodução (FIGURA 29).



FIGURA 28. Fêmea grávida de *Phalloceros pellos*.



FIGURA 29. Fêmea madura não-grávida de *Phalloceros pellos*.

O valor do coeficiente de crescimento obtido através da relação peso/comprimento da espécie, aplicado ao Kn mensal e por ponto foi de 3,16 para ambos os sexos e resultou em maiores médias nos meses de novembro e janeiro para as fêmeas e dezembro e janeiro para os machos (FIGURA 30). Em relação às unidades amostrais, os maiores valores foram obtidos para o Aquário e Camping, sendo significativamente mais baixo no Ponto Externo, conforme pode ser observado na FIGURA 31. Ressalta-se que no Aquário, ponto no qual poucos indivíduos jovens foram amostrados, obteve-se alto percentual de fêmeas grávidas e em desenvolvimento.

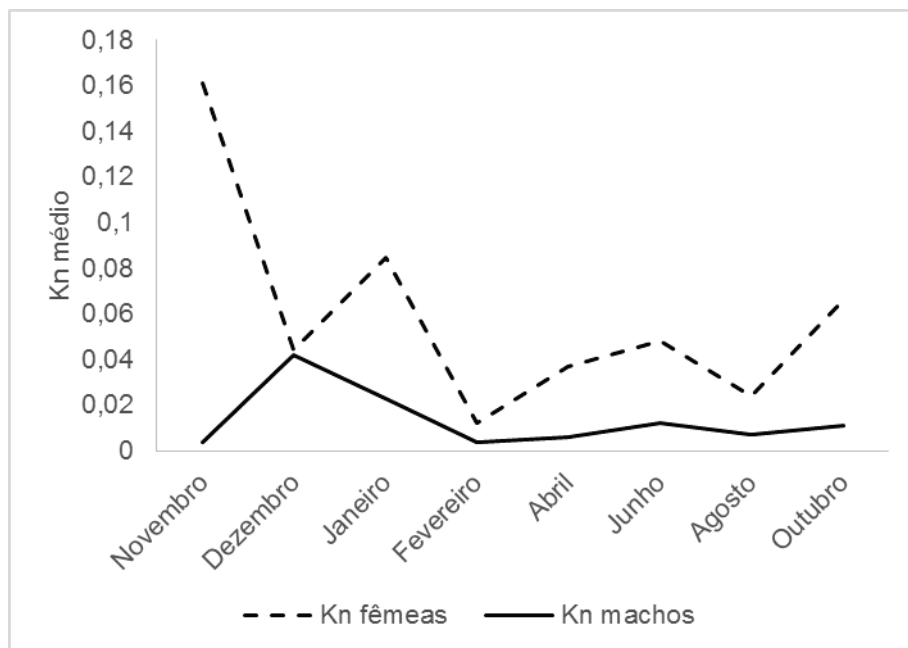


FIGURA 30. Médias do Fator de Condição Gonadal observadas durante os meses de coleta para a espécie *Phalloceros pellos*.

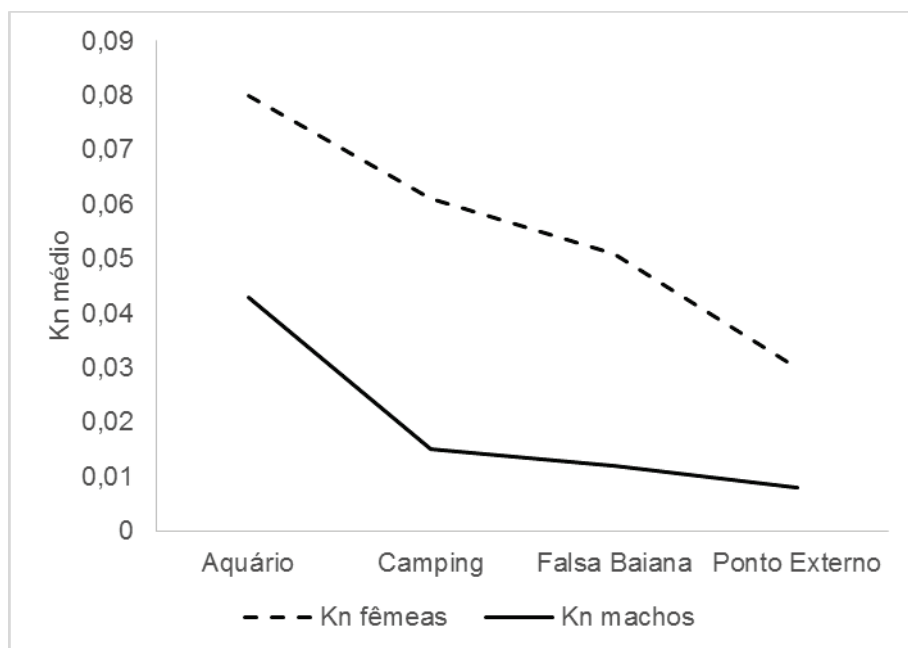


FIGURA 31. Médias do Fator de Condição Gonadal de *Phalloceros pellos* calculadas em cada ponto amostral.

5 DISCUSSÃO

Riachos de Mata Atlântica frequentemente apresentam elevado número de espécies, embora muitos ainda não tenham sido documentados quanto à ictiofauna. A elevada riqueza têm relação direta com a existência e com a disponibilidade de microhabitats, visto que os ecossistemas lóticos apresentam fluxo de água direcional contínuo em um sistema aberto nascente a foz que acarreta em subsequentes eventos de erosão e deposição de sedimentos, permitindo a existência de microambientes com características distintas que, por sua vez, abrigam espécies distintas (JEFFRIES & MILLS, 1990; UIEDA & CASTRO, 1999).

Além disso, nos sistemas lóticos, as taxas de diversidade e a ocorrência das espécies nos microhabitats são fortemente influenciadas por gradientes ambientais que atuam como barreiras para a dispersão das espécies (OLDEN et al., 2010; RODRIGUES-FILHO et al., 2017). É importante destacar a influência das variáveis locais atuando sobre a ocorrência e a distribuição dos táxons, como a qualidade da água, fontes de energia, características do substrato e morfologia do canal (TERRA et al., 2015), bem como a influência das interações bióticas da comunidade, como competição e predação que atuam como fatores determinantes para estruturar as assembleias de peixes (JACKSON et al., 2001).

Nos riachos costeiros, a estruturação da comunidade está também associada a fatores ambientais que promovem a instabilidade do ecossistema, como as chuvas torrenciais e trombas d'água. Estes eventos mais frequentes durante o verão afetam diretamente a dinâmica e influenciam na ocorrência e na frequência dos táxons amostrados, uma vez que quebram a dominância de determinadas espécies, restabelecendo o equilíbrio da comunidade (ARANHA, 2000). Analisar o efeito das trombas d'água sobre as assembleias de peixes não foi objetivo da presente pesquisa, contudo, as mesmas foram observadas nos meses de novembro, janeiro e fevereiro e sabe-se que são determinantes para compreender a dinâmica destes ambientes.

Para o riacho estudado, Barreto & Aranha (2005) descreveram 6 microambientes distintos de montante a jusante que variaram quanto ao tipo (remanso, corredeira, poço e lótico), velocidade da correnteza (lenta, moderada, rápida e torrencial) e substrato (pedras, cascalhos, areia e folhiço). Nestes

ambientes foi possível observar um agrupamento diferencial de algumas espécies ao longo dos pontos, tal como relatado novamente nesta pesquisa. As diferenças fisiográficas ao longo dos trechos mostram-se fundamentais para garantir a integridade ecológica das espécies e devem integrar as ações de manejo da reserva como locais preferenciais para a conservação, uma vez que impactos pontuais em determinadas áreas podem comprometer a manutenção do ciclo de vida de alguns táxons.

Em associação, estes fatores em escalas regionais e locais justificam o alto número de espécies observado neste estudo, destacando que os pontos amostrados caracterizam-se como ambientes em excelente estado de conservação, inseridos em significativos trechos de Floresta Ombrófila Densa do estado. Embora o Ponto Externo à RPPN apresente impactos, como a supressão da vegetação ripária na margem esquerda, relevante quantidade de material orgânico em decomposição e presença de esgoto doméstico, houve considerável amostragem de indivíduos também neste ponto.

A predominância de espécies pertencentes às ordens Characiformes e Siluriformes, tal como relatado, é esperada para os ambientes neotropicais (LOWE-MCCONNELL, 1999; CASATTI, 2005), corroborando com diversas pesquisas já realizadas, nas quais observou-se também o predomínio das famílias Characidae e Loricariidae (CLARO-GARCÍA & SHIBATTA, 2013; BARRELLA et al., 2014; CORRÊA et al., 2015; SÁ-OLIVEIRA et al., 2015; LARENTIS et al., 2016; MELO et al., 2016).

Menezes et al. (2007) mencionam que tais ordens são predominantes em termos de composição e abundância nas comunidades de peixes de riachos da Floresta Atlântica, bem como na região neotropical como um todo. Considerando-se apenas a família Characidae, por exemplo, tem-se mais de 1.120 espécies que constituem um grupo particularmente complexo e pouco conhecido devido sua elevada riqueza específica (LIMA et al., 2003; DALACORTE, 2012).

Além das ordens e famílias mais frequentes, observou-se que a maioria das espécies atingiram tamanhos diminutos, mesmo quando adultos. Barreto & Aranha (2005) também mencionaram que a maioria das espécies amostradas no rio Morato eram de pequeno porte, sendo que as que atingiram maiores tamanhos foram consideradas espécies acessórias ou acidentais.

Castro (1999) afirma que cerca de 50% da ictiofauna de água doce da América do Sul compreende espécies pequenas que atingem até 15 cm de comprimento e habitam principalmente os riachos. Castro et al. (2003) também afirmam que rios de pequena ordem geralmente possuem riqueza de espécies de pequeno porte e que essas permitem o desenvolvimento de importantes estudos de identificação e descrição de novas espécies e contribuem com os inventários geralmente escassos, já que estes ambientes representam uma grande lacuna no conhecimento da ictiofauna neotropical (LANGEANI et al., 2007).

O tamanho reduzido de grande parte das espécies permite, entre outros aspectos, que os peixes de riachos ocupem microhabitats bastante específicos em um ambiente com dimensões físicas reduzidas, e que por isso, tendam a completar seu ciclo de vida em áreas geograficamente distintas (CASTRO et al., 2003). Desse modo, compreender os padrões de ocupação da espécie em uma bacia permite o desenvolvimento de ações mais assertivas que visem sua conservação.

5.1 ASPECTOS REPRODUTIVOS

Em relação à reprodução, obteve-se que todas as espécies analisadas demonstraram um período determinado, no qual as médias mensais de IGS para ambos os sexos foram superiores. Os picos de IGS foram observados, de modo geral, entre os meses de novembro, dezembro, janeiro e fevereiro, dentre os meses mais quentes do ano.

Durante a primavera e o verão muitas espécies neotropicais realizam seu período reprodutivo, assim como observado neste estudo. Cabe destacar que as já mencionadas trombas d'água e fortes chuvas em rios costeiros influenciam diretamente na dinâmica reprodutiva das espécies. As rápidas mudanças que ocorrem no nível da água, principalmente durante o verão são decisivas para selecionar características nos peixes (MIMS & OLDEN, 2012), como período reprodutivo, idade da primeira maturação, longevidade e crescimento (AMARAL et al., 1999; BRAGA et al., 2006). Além disso, sabe-se que as regiões tropicais têm pouca variação de temperatura e de fotoperíodo durante o ano, e que por isso, as assembleias são afetadas de forma cíclica principalmente devido a

essas mudanças no nível da água e pela disponibilidade de nutrientes, combinando fatores bióticos e abióticos (BYE, 1989).

Vazzoler & Menezes (1992) também sugerem que em ambientes neotropicais, nos quais a descarga de nutrientes carregados pelas chuvas e outros fatores como a turbulência exercem importante influência sobre as assembleias, uma vez que o rápido aumento de nutrientes no início dos períodos de inundação levam a um acréscimo de produtividade e disponibilidade de alimentos. Estas condições favorecem espécies de pequeno porte, com maturação sexual precoce e alta taxa de crescimento.

A maioria das espécies neotropicais apresentam atividade reprodutiva cíclica, com desenvolvimento gonadal começando antes do período reprodutivo, completando o desenvolvimento quando as condições ambientais são adequadas e finalizando tal período quando as gônadas regridem (VAZZOLER, 1996). Esse padrão foi observado nesta pesquisa, visto que apesar das condições ambientais instáveis, as espécies analisadas demonstraram gônadas em desenvolvimento inicial entre os meses de agosto e outubro, desovando entre novembro à fevereiro e desovadas e em regeneração nos meses subsequentes.

5.1.1 CHARACIFORMES

Assim como mencionado para os peixes neotropicais de modo geral, os Characiformes, incluindo várias espécies da família Characidae, se reproduzem entre o final da primavera e o início do verão (VAZZOLER & MENEZES, 1992).

Para as espécies pertencentes ao gênero *Characidium*, considerado o mais representativo dentro da família Crenuchidae (PUCCI et al., 2014; FROESE & PAULY, 2015), um estudo realizado por Mazzoni et al. (2002) no rio Ubatiba, no estado do Rio de Janeiro, demonstrou através da análise da variação temporal dos estádios de maturação e do IGS que os espécimes em reprodução ocorreram ao longo de todo o ciclo anual, com picos entre janeiro e junho. Estes autores citaram que a reprodução contínua poderia ser explicada como uma adaptação para maximizar a sobrevivência dos juvenis em um ambiente imprevisível. No entanto, na presente pesquisa, nos meses de fevereiro, abril e

junho foram amostrados poucos indivíduos em atividade reprodutiva, sendo a grande maioria imaturos ou já recuperados.

Braga (2006) mencionou que o gênero *Characidium* é muito frequente nos sistemas de água doce na América do Sul, cujas espécies habitam riachos de diferentes características, como ambientes de floresta, planícies costeiras e regiões montanhosas. Este autor analisou os aspectos reprodutivos de *C. lauroi* e *C. alipioi*, obtendo para a primeira espécie maiores médias de IGS no mês de outubro, enquanto que para a segunda no mês de fevereiro. Apesar das diferenças nas médias mensais, os indivíduos maduros ocorreram dentre os meses citados, nos quais registrou-se maiores temperaturas anuais, maiores índices pluviométricos e conseqüentemente, maior volume de água. Estes dados corroboram com os resultados obtidos para *C. lanei* e *C. pterostictum* neste estudo, visto que os picos de IGS para ambas as espécies foram observados entre novembro e janeiro, voltando a aumentar apenas no mês de agosto onde registrou-se fêmeas e machos em desenvolvimento inicial.

Além disso, apesar das espécies aparentemente terem ocupado toda a bacia, conforme também relatado por Braga (2006) e se reproduzido nos pontos internos à RPPN, principalmente para *C. lanei* observou-se alta frequência dos juvenis no Ponto Externo, sugerindo uma ocupação diferencial de jovens e adultos ao longo do rio. Essa espécie foi mais amostrada em trechos arenosos e de correnteza mais lenta, comuns no Aquário e no Ponto Externo, demonstrando também uma preferência quanto ao microhabitat.

Para *C. lanei* e *C. pterostictum* obteve-se atividade reprodutiva classificada como moderada nos pontos internos a RPPN, não tendo sido observada atividade intensa ou muito intensa em nenhum dos pontos amostrais. Os valores médios mensais de IGS neste estudo foram mais baixos quando comparados com outros já realizados com outras espécies de Characidae. Para tal, é possível supor que um número maior de indivíduos maduros e com maiores valores individuais de IGS estejam ocorrendo nos tributários do rio Morato e eventualmente sejam arrastados ao canal principal, fazendo com que poucos espécimes com tais características tenham sido amostrados. Além disso, destaca-se que a padronização das análises reprodutivas se deu a partir da utilização dos valores médios, e por isso, a amostragem de poucos indivíduos maduros faz com que estes não se destaquem na média geral.

Para a espécie *Deuterodon langei*, Vitule et al. (2008) mencionaram que a mesma foi uma espécie abundante para o rio Ribeirão, local estudado pelos autores, e que a mesma é também frequente nas bacias do Paraná. No referido estudo, *D. langei* apresentou uma concentração de juvenis nos trechos a jusante da bacia, possivelmente devido aos arrastos ocasionados pelas fortes chuvas durante o verão. Isso ocorre porque pequenos indivíduos com menor capacidade de natação são mais facilmente arrastados do que os peixes maiores que podem migrar para regiões a montante, resultando em uma ocupação diferencial de jovens e adultos ao longo da bacia.

Para *D. langei* neste estudo, esperava-se maior frequência de indivíduos jovens nos pontos à jusante da reserva, principalmente devido ao arrasto proporcionado pelas fortes chuvas no verão. A captura de jovens foi limitada a alguns pontos e meses amostrais e não permitiu concluir se a reserva, além de ser efetiva para garantir a reprodução, é também efetiva na manutenção do ciclo de vida da espécie.

Embora a referida espécie possa residir em áreas profundas ou rasas, lólicas ou lênticas e em vários tipos de substratos (FOGAÇA et al., 2003), observou-se alta captura de indivíduos no Aquário, ponto que apresenta grandes áreas com poções profundos onde as redes de espera capturaram um número amostral significativamente superior aos demais pontos.

Quanto ao período reprodutivo, Vitule et al. (2008) observaram que a espécie se reproduziu em um curto espaço de tempo, entre o final da primavera o início do verão, possivelmente buscando antecipar essa atividade, desovando antes das chuvas. Além disso, observaram através do cálculo do IAR atividade reprodutiva ao longo de toda a bacia, sendo mais intensa nos trechos a montante. Embora o período reprodutivo na presente pesquisa tenha sido semelhante, o IAR demonstrou atividade intensa apenas no Aquário e incipiente ou nula nos demais pontos, possivelmente devido a baixa captura nos pontos a jusante.

Outro estudo foi conduzido por Dala-Corte & Fialho (2014) com a espécie *Deuterodon stigmaturus* na bacia do rio Mambituda, em Porto Alegre. Neste estudo, os autores também mencionaram o padrão observado para *D. langei*, com sincronização do período reprodutivo com as fortes chuvas no verão. Relataram também que assim como observado neste estudo, a predominância

de um dos sexos observados ocasionalmente em alguns meses poderia estar associado aos métodos de amostragem e não a aspectos biológicos da espécie.

Embora o teste χ^2 de machos e fêmeas tenha sido significativo para algumas espécies de Characiformes, ressalta-se que não necessariamente esse resultado retrate um comportamento diferencial dos sexos no ambiente. No entanto, em caracídeos é comum a maior captura de fêmeas, principalmente durante os períodos de desova no qual exploram os habitats a procura de um lugar seguro para liberarem os ovos e por isso, são mais facilmente capturadas (HARTZ et al. 1997; NUNES et al., 2004). Como nesta pesquisa o predomínio foi de machos e em pontos e meses específicos, infere-se que resulte da própria amostragem.

Em relação a espécie *Mimagoniates microlepis*, pesquisa realizada por Braga et al. (2008) em 3 pontos amostrais (trecho superior, médio e inferior) em um riacho costeiro do litoral paranaense, obtiveram que o período de reprodução dessa espécie começou no inverno e terminou ao final da primavera, com atividade ocorrendo em toda a área estudada, principalmente no trecho médio do rio. Esses resultados indicaram que a espécie provavelmente sincroniza suas atividades reprodutivas com os regimes de chuva e que não se reproduz em trechos preferenciais ao longo do rio. No presente estudo foram amostrados poucos indivíduos em reprodução durante o inverno, obtendo-se maiores médias de IGS entre os meses de novembro à fevereiro, diferindo dos resultados obtidos pelos autores citados. Cabe destacar, no entanto, que o número amostral nesta pesquisa foi inferior ($212 < 550$) e que em alguns pontos e meses de coleta nenhum indivíduo da espécie foi capturado, o que pode explicar as diferenças quanto ao período reprodutivo.

Tal espécie também foi estudada por Braga et al. (2013) no rio Piraquara, estado do Paraná. Estes autores avaliaram a migração ontogenética da espécie e observaram que durante as inundações instantâneas, pequenos indivíduos são transportados a jusante onde adquirem maior capacidade de natação e exploram mais tarde habitats a montante. Tal padrão é pouco explorado em peixes neotropicais e visa garantir a persistência da população a longo prazo em toda a bacia. Embora poucos indivíduos jovens tenham sido amostrados para *M. microlepis* no rio Morato, essas informações são importantes pois demonstram

que alterações em apenas uma parte do rio pode comprometer o processo de migração e conseqüentemente, a dinâmica da população.

A espécie *Diapoma speculiferum* que é morfológicamente semelhante a *M. microlepis*, estudada por Azevedo et al. (2000) em um riacho localizado no Rio Grande do Sul, demonstrou um período reprodutivo altamente sazonal, ocorrendo entre os meses de setembro a fevereiro, durante a primavera e o verão. Os valores de IGS foram altamente correlacionados com mudanças na temperatura da água, comprimento do dia e disponibilidade de nutrientes. O período reprodutivo de *D. speculiferum* (verão) diferente do obtido para a espécie *M. microlepis* no estudo de Braga et al. (2008), inverno, demonstra a necessidade de analisar individualmente os aspectos reprodutivos de cada táxon, mesmo que compreendam grupos muito próximos em sua classificação taxonômica.

5.1.2 SILURIFORMES

A ordem Siluriformes compreende 36 famílias e 3.088 espécies catalogadas, distribuídas de forma ampla e com representantes em todos os continentes. Na América do Sul e Central encontram-se cerca de 64% dos siluriformes de água doce do mundo (FERRARIS, 2007; MELO et al., 2011).

Esse grande número de espécies ocupa diferentes nichos ecológicos que permitiram o desenvolvimento de padrões morfológicos muito diversificados (TEUGELS, 1996), sendo que grande parte do seu sucesso evolutivo se deve às diferentes estratégias reprodutivas utilizadas pelas espécies (GODINHO et al., 2009).

Todos os siluriformes para os quais se descreveu o ciclo reprodutivo neste trabalho pertencem à família Loricariidae, a mais representativa desta ordem, com 684 espécies já reconhecidas, além de novas descrições publicadas a cada ano (NELSON, 2006).

Para *Ancistrus multispinis*, *Kronichthys lacerta* e *Schizolecis guntheri* não são encontrados estudos de reprodução na literatura, e por isso os resultados obtidos nesta pesquisa foram comparados com espécies morfológicamente semelhantes. Essas lacunas nos conhecimentos sobre a biologia básica de

algumas espécies mostram a importância de realizar levantamentos em riachos de pequena ordem, uma vez que cada táxon apresenta suas especificidades.

Em relação a *Pseudotothyris obtusa*, Takeuti (1997) analisou as estratégias reprodutivas dessa espécie em 3 riachos costeiros do estado do Paraná, obtendo período reprodutivo distinto nestes locais, embora tenham em comum os meses de novembro e dezembro como meses em que as médias de IGS foram elevadas. Um dos riachos analisados apresentou maior estabilidade ambiental quando comparado aos demais, sugerindo que a *P. obtusa* adapta suas estratégias reprodutivas de acordo com o grau de instabilidade dos ambientes.

Outro cascudo, *Hemiancistrus punctulatus* teve seus aspectos reprodutivos analisados por Hirschmann et al. (2011) no rio Forqueta, no sul do Brasil. No referido estudo, o período reprodutivo estendeu-se de outubro à fevereiro, com maiores médias obtidas no mês de outubro para machos e fêmeas. Embora os autores tenham amostrado poucos indivíduos jovens devido à utilização de redes de espera, propuseram que os mesmos ocupam ambientes rasos e com velocidade moderada, enquanto que os adultos ocupam microhabitats com características distintas. Ramos & Konrad (1999) analisaram a biologia reprodutiva de *Hemiancistrus* sp. em um rio localizado no Rio Grande do Sul, observando também o período de desova entre a primavera e o verão.

Marcucci et al. (2005) estudando a biologia reprodutiva de *Loricariichthys platymetopon* no rio Capivara observaram também maiores médias de IGS entre novembro e fevereiro, acompanhando os maiores índices de pluviosidade. A proporção sexual nesta espécie variou ao longo dos trechos analisados.

A espécie *Neoplecostomus microps*, um cascudo de pequeno porte de ocorrência na bacia do rio Paraíba do Sul, estudado por Braga et al. (2008) apresentou maturação das gônadas distribuídas em um ciclo anual, cuja desova ocorreu também na primavera e no verão. Altos valores obtidos para o IGS e para o Fator de Condição Relativo em outubro e fevereiro confirmaram o período de desova. Na presente pesquisa, os valores do Fator de Condição Gonadal também se assemelharam às médias de IGS, confirmando o período reprodutivo.

Menezes et al. (1998) analisaram a ocorrência e a biologia reprodutiva de *Harttia loricariformes* no trecho inferior do rio Paraíba do Sul, estado do Rio de

Janeiro. Estes autores observaram que tal espécie, restrita a essa bacia, apresenta período reprodutivo que se estende de setembro à fevereiro, sendo as maiores médias de IGS nos meses de setembro e outubro, coincidindo com o período de maiores temperaturas e maior precipitação. Estes dados indicam que mesmo para espécies com ocorrência restrita, a sincronização do período de desova com o período de chuvas é um padrão para as espécies neotropicais.

Para *A. multispinis*, *K. lacerta* e *S. guntheri*, as maiores médias do Índice Gonadossomático foram obtidas entre os meses de novembro à fevereiro, com maior pico ocorrendo no mês de dezembro (exceção para *K. lacerta* que teve coletas acidentais de indivíduos com alto peso gonadal nos meses de abril e agosto), corroborando com outros estudos que mencionam a primavera e o verão como período reprodutivo das espécies.

Em relação a diferença estatística observada para machos e fêmeas, muitos estudos realizados com Siluriformes demonstraram também diferenças na proporção sexual. Araújo & Garutti (2002) analisando a biologia reprodutiva de *Aspidoras fuscoguttatus* em um riacho de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná obtiveram predomínio de fêmeas, embora não tenham encontrado um padrão para discutir as diferenças. Fêmeas foram também predominantes no estudo de Cantanhêde et al. (2016), realizado com a espécie *Hassar affinis* na região Amazônica em todos os períodos e pontos amostrados. Para a espécie *Pimelodus maculatus* analisada em um reservatório localizado em Minas Gerais, houve maior captura de machos em julho e de fêmeas em janeiro, sendo as fêmeas predominantes possivelmente devido ao período reprodutivo (SABINSON et al., 2014).

Além disso, ressalta-se que muitas espécies de Loricariidae apresentam o hábito de construir ninhos em locais fundos ou em barrancos marginais para desovarem, o que pode dificultar a captura diferencial de um dos sexos, principalmente durante a reprodução (SANTOS et al., 1984).

Para as espécies *Kronichthys lacerta* e *Schizolecis guntheri* as fêmeas foram coletadas em número significativamente superior, sendo esse resultado diferente apenas para *Ancistrus multispinis*. Vazzoler (1996) mencionou que embora a proporção de 1:1 entre machos e fêmeas seja esperada para assembleias de peixes, variações podem ocorrer em função da mortalidade,

crescimento e comportamento das espécies, favorecendo a ocorrência de um dos sexos.

5.1.3 CYPRINODONTIFORMES

Peixes representantes da família Poeciliidae são amplamente distribuídos, com mais de 300 espécies reconhecidas, ocorrendo principalmente em águas rasas (LUCINDA, 2003). Seus representantes caracterizam-se pelo pequeno porte, pela viviparidade e pelo acentuado dimorfismo sexual, sendo que as fêmeas são geralmente maiores e mais abundantes que os machos (ARAÚJO et al., 2009).

O gênero *Phalloceros*, um dos mais comuns da família Poeciliidae é composto por peixes de pequeno porte que ocorrem em bacias do sul e sudeste da América do Sul. Suas relações filogenéticas foram amplamente discutidas quando Lucinda (2008) propôs 21 novas espécies que eram classificadas até então como *P. caudimaculatus*. Desse modo, é possível que muitos estudos realizados anteriormente à proposta de Lucinda se refiram a táxons que hoje são classificados de maneira distinta. Para o rio Morato, os estudos já realizados na reserva, bem como o Plano de Manejo citam a ocorrência de *P. caudimaculatus*, considerada neste estudo como *P. pellos*, devido a características morfológicas e área de ocorrência.

Mazzoni et al. (2011) buscaram analisar se a espécie *Phalloceros harpagos* ocupava os microhabitats de um riacho costeiro do sudeste do Brasil de maneira seletiva ou aleatória, visando fornecer informações válidas ao manejo quanto a áreas preferenciais de ocorrência. Os pesquisadores concluíram que jovens e adultos não ocuparam ambientes distintos e que a espécie utilizava, preferencialmente, poças de pequena profundidade, próximas a margem, com baixa velocidade da água e substrato arenoso ou lodoso. Tais características de habitat coincidem com os ambientes nos quais *P. pellos* foi amostrado no rio Morato. Também de maneira semelhante, adultos e jovens não diferiram significativamente quanto a ocorrência nos pontos de coleta.

A estrutura da população de *Phalloceros caudimaculatus* foi analisada por Wolff et al. (2007) que mencionaram a frequência superior de fêmeas ao longo das coletas, assim como relatado na presente pesquisa para *P. pellos*. Na

literatura, sugere-se que a predação seletiva pode alterar a proporção sexual, reduzindo a porcentagem de machos (KRUMHOLZ, 1948), e que tal proporção pode também ser influenciada pelas diferenças nas taxas de crescimento e mortalidade (ARANHA & CARAMASCHI, 1999).

A respeito do alto número de indivíduos coletados após as fortes chuvas, Aranha & Caramaschi (1999) estudando a distribuição e a reprodução de *Phalloceros caudimaculatus*, *Poecilia vivipara*, *Phalloptychus januaris* e *Jenysia lineata* em um riacho localizado no sudeste do Brasil obtiveram diminuição na abundância relativa dos táxons após os períodos de chuva. O resultado contrário observado nesta pesquisa pode ser explicado pelo grande número de pequenos canais e poças marginais que deságuam no rio Morato, e que possivelmente proporcionaram o arrasto das espécimes durante as fortes chuvas. Além disso, as margens do rio, principalmente dentro da RPPN são bem conservadas, diferentemente do rio Ubatiba onde realizaram o estudo, e por isso, mostram-se eficientes para interceptar a força do arraste, permitindo aos indivíduos permanecerem próximos de seus locais de ocorrência (ARANHA, J.M.R, comunicação pessoal).

Neste mesmo estudo os autores também mencionaram o período reprodutivo dos grupos analisados, observando que apesar de diferenças pontuais em alguns meses, todas as espécies apresentaram um período reprodutivo bastante prolongado. Essa parece ser uma característica atribuída à viviparidade que permite a reprodução independentemente das condições ambientais, mesmo que riachos costeiros sejam altamente instáveis. Para *P. pellos*, o mesmo padrão foi observado, uma vez que apesar das frequências superiores nos períodos mais quentes, em todos os meses de coleta foram capturadas fêmeas grávidas ou em desenvolvimento gonadal.

Outro popular barrigudinho, *Phalloceros anisophallos*, foi estudado por Almeida-Silva & Mazzoni (2014) em um córrego localizado no Rio de Janeiro. A variação temporal do Índice Gonadosomático também demonstrou reprodução ocorrendo o ano todo, sendo reduzida apenas em abril.

Phalloceros harpagos foi estudado por Monaco et al. (2014) que analisaram a influência da integridade ambiental na alimentação, na condição e na reprodução dessa espécie em duas microbacias pertencentes ao Rio Paraná. Os pesquisadores não encontraram um padrão espacial ou temporal nos valores

obtidos para o fator de condição, possivelmente pelo período reprodutivo ser muito longo. O mesmo fato foi observado neste estudo, uma vez que os gráficos de Kn por ponto e por mês de coleta não demonstraram haver um padrão ou um único pico.

Desse modo, com base nos resultados obtidos e nas informações disponíveis na literatura sobre a distribuição e sobre os aspectos reprodutivos de espécies pertencentes ao gênero *Phalloceros*, é possível afirmar que *P. pellos* seguiu o padrão de ocupação de microhabitats específicos, sem diferir nas frequências de ocorrência de jovens e adultos por pontos amostrais e que, além de se reproduzirem ao longo do ano todo, não utilizam um único ponto ao longo da bacia para tal atividade.

5.1.4 CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA

Sabe-se que as unidades de conservação são importantes estratégias de conservação da biodiversidade e buscam mitigar os impactos causados pela degradação e fragmentação dos habitats, contudo, essas áreas são pouco discutidas quanto aos efeitos que trazem aos ambientes aquáticos. Um dos objetivos dessa pesquisa foi avaliar a efetividade da RPPN Salto Morato na conservação da ictiofauna, analisando a distribuição da comunidade ao longo dos pontos e a frequência de ocorrência de jovens no ponto externo à RPPN.

De maneira geral, obteve-se que os limites da reserva são suficientes para garantir o ciclo reprodutivo das principais espécies. Não obstante, cabe ressaltar que a maioria dos jovens amostrados ocorreram na Falsa Baiana e Ponto Externo, indicando uma ocupação diferencial montante-jusante ao longo das fases de desenvolvimento das espécies e portanto, demonstraram que a espécie pode não completar o ciclo de vida dentro da unidade de conservação.

Embora o χ^2 não tenha sido significativo para todos os táxons analisados, é importante perceber que muitas espécies utilizam os trechos inferiores da bacia como áreas de berçário, enquanto que os trechos médios e superiores para crescimento e reprodução. Este fato é bem documentado na literatura por diferentes autores que mencionam a segregação espacial entre os sítios de desova, alimentação e desenvolvimento para jovens e adultos de uma espécie, como também podendo ocorrer para machos e fêmeas (ARANHA et al., 1993;

ARANHA & CARAMASCHI, 1999; ORSI et al., 2004; AGOSTINHO et al., 2005; RODRIGUES, 2009).

A distribuição diferencial das classes de comprimento ao longo do rio podem ser influenciadas por fatores abióticos, como a temperatura, pH e tipo de substrato, como também por fatores bióticos tal como as estratégias reprodutivas. Para *Hypostomus punctatus* (MENEZES & CARAMASCHI, 2000), *Astyanax janeiroensis* (MAZZONI et al., 2004) e *Mimagoniates microlepis* (BRAGA et al., 2008), observou-se um padrão semelhante ao encontrado neste estudo, no qual os indivíduos iniciam seu ciclo de vida nas porções inferiores da bacia e durante o crescimento se deslocam às regiões de cabeceira, ocupando os diferentes microhabitats disponíveis.

Analisar os padrões de ocupação das espécies ao longo da bacia é importante para embasar ações mais assertivas de conservação das espécies, sobretudo em unidades de conservação. Sauters et al. (2002) mencionaram que poucas áreas protegidas no mundo foram criadas para atender os desafios dos ambientes aquáticos de água doce, sendo estes ambientes, na maioria dos casos, inclusos acidentalmente dentro dos limites terrestres protegidos pela lei. Esta inclusão acidental embora forneça melhor qualidade dos recursos à fauna aquática, não garante a sua total proteção por não abordar questões específicas como a integridade ecológica em toda a bacia de captação, hidrologia e introdução de espécies não nativas.

Além disso, Yoshida & Uieda (2014) mencionam que nos últimos 30 anos, muitas áreas de proteção foram criadas para conservar elementos da fauna e da flora, incluindo em seus limites os corpos água e, conseqüentemente a biota aquática. No entanto, a ausência principalmente de inventários nesses ecossistemas aquáticos associados à área de abrangência da unidade de conservação não permitem o desenvolvimento de estratégias que busquem garantir a conservação da biodiversidade.

Deste modo, é possível perceber dois grandes desafios para a conservação dos ambientes de água doce em unidades de conservação: o fato de que as áreas não são, na maioria dos casos, criadas para atender primariamente os desafios em ecossistemas aquáticos e por isso os modelos de gestão não são facilmente aplicáveis, e o fato de que, ainda que forneça uma proteção secundária importante aos recursos hídricos, estes ambientes são

pouco estudados quanto aos aspectos básicos da ictiofauna, necessários na adoção de ações de manejo.

Os padrões de ocorrência e ocupação da comunidade ictiíca observados nesta pesquisa devem ser considerados na gestão da unidade, uma vez que impactos pontuais em trechos do rio que estejam fora da unidade de conservação podem comprometer a manutenção do ciclo de vida de algumas espécies e alterar toda a dinâmica de funcionamento do ecossistema. O rio Morato encontra-se em excelente estado de conservação e tem garantido a ocorrência de um alto número de espécies, bem como a reprodução dos táxons mais frequentes. No entanto, faz-se necessário integrar toda a bacia que abrange diferentes microhabitats para garantir o ciclo de vida dos mesmos.

6 CONCLUSÃO

A partir dessa pesquisa foi possível concluir que o rio Morato apresenta elevada riqueza de espécies, com predomínio das famílias Characidae e Loricariidae, conforme esperado para riachos costeiros neotropicais. Essa elevada biodiversidade está também atrelada a área de estudo, visto que a RPPN situa-se em um trecho significativo de Floresta Atlântica contínua do leste paranaense e com isso, os ambientes amostrados encontraram-se bem conservados.

As espécies amostradas distribuíram-se ao longo dos pontos amostrais de maneira diferenciada, tendo em vista as características fisiográficas distintas que representaram um gradiente longitudinal ao longo do rio. Algumas espécies de maior porte, embora não coletadas com frequência, ocorreram apenas no Aquário, ponto que apresentou maior velocidade de correnteza e poções de maior profundidade. Reconhecer microhabitats distintos no ecossistema, mesmo em locais relativamente próximos demonstra a necessidade de manter a integridade dos mesmos, uma vez que abrigam espécies distintas e garantem o dinamismo e a complexidade dos ecossistemas lóticos.

Em relação à reprodução das principais espécies, observou-se maiores médias de IGS e de Kn nos meses de novembro à fevereiro, durante a primavera e o verão, corroborando com outros estudos realizados com Characiformes e Siluriformes de pequeno porte da Mata Atlântica. Em relação aos locais de reprodução, o IAR e o Kn/ponto demonstraram atividade nos pontos dentro da reserva.

Além disso, é importante destacar a influência da instabilidade ambiental sobre as táticas reprodutivas, tendo em vista que eventos como trombas d'água que desestruturam a comunidade são frequentes em riachos costeiros. Para tal, o ciclo reprodutivo curto demonstrado pela maioria das espécies parece ser uma adaptação a estes eventos.

Em relação a efetividade da reserva na conservação da ictiofauna, observou-se que a mesma tem sido efetiva para garantir a reprodução das principais espécies, uma vez que no Ponto Externo a atividade reprodutiva foi considerada nula ou incipiente. No entanto, alguns táxons parecem depender de trechos mais inferiores do rio para completarem o ciclo de vida, utilizando tais

áreas como berçário e crescimento e portanto, a bacia deve ser considerada integralmente ao se adotar estratégias de manejo.

Por fim, este estudo poderá contribuir com as ações de manejo adotadas pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza na RPPN Salto Morato, bem como como subsidiar outras ações em áreas similares de Mata Atlântica. Na literatura não foram encontrados estudos sobre a biologia reprodutiva de *Ancistrus multispinis*, *Kronichthys lacerta* e *Schizolecis guntheri* e por isso, a presente pesquisa contribui também com as informações disponíveis acerca de espécies de pequeno porte que representam uma lacuna no conhecimento da ictiofauna neotropical.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELL, R.; ALLANB, J.D.; LEHNERA, B. (2008). Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biological Conservation** **134**: 48- 63.

ABES, S.S.; AGOSTINHO, A.A. (2001). Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Agua Nanci stream, upper Parana River basin, Brazil. **Hydrobiologia** **445**: 217-227.

ABRAHAM, R.K.; KELKAR, N. (2012). Do terrestrial protected areas conserve freshwater fish diversity? Results from the Western Ghats of India. **Fauna & Flora Internacional, Oryx** **46(4)**: 544-553.

AGOSTINHO, A.A.; MENDES, V.P.; SUZUKI, H.I.; CANZI, C. (1991). Avaliação da atividade reprodutiva da comunidade de peixes dos primeiros quilômetros a jusante do reservatório de Itaipu. **Unimar** **15**: 175-189.

AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M; GOMES, L.C. (2005). Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology** **19(3)**: 646-652.

ALBERT, J.S.; REIS, R.E. (2011). Introduction to Neotropical Freshwaters: 3-19. In: Albert, J. S. & R. E. Reis (Eds.). **Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes**. Berkeley. University of California Press.

ALMEIDA-SILVA, P.H.; MAZZONI, R. (2014). Life history aspects of *Phalloceros anisophallos* Lucinda, 2008 (Osteichthyes, Poeciliidae) from Corrego Andorinha, Ilha Grande (RJ, Brazil). **Studies on Neotropical Fauna and Environmental**: 1-9.

AMARAL, M.F.; ARANHA, J.M.R.; MENEZES, M.S. (1999). Age and growth of *Pimelodella pappenheimi* (Siluriformes, Pimelodidae) from an Atlantic Forest Stream in Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **42**: 449-453.

ARANHA, J.M.R. **A influência da instabilidade ambiental na composição e estrutura trófica da ictiofauna de dois rios litorâneos**. 130f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 2000.

ARANHA, J.M.R.; CARAMASCHI, E.P. (1997). Distribuição longitudinal e ocupação espacial de quatro espécies de Cyprinodontiformes no rio Ubatiba, Maricá, RJ, Brasil. **Acta Biológica Paranaense** **26(1,2,3,4)**: 125-140.

ARANHA, J.M.R.; CARAMASCHI, E.P. (1999). Estrutura populacional, aspectos da reprodução e alimentação dos Cyprinodontiformes (Osteichthyes) de um riacho do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **16(1)**: 637-651.

ARANHA, J.M.R.; CARAMASCHI, E.P.; CARAMASCHI, U. (1993). Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras Lacépède* (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). **Revista Brasileira de Zoologia** **10**(3): 453-466.

ARAÚJO, F.G.; PEIXOTO, M.G.; PINTO, B.C.T.; TEIXEIRA, T.P. (2009). Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **69**(1):41-48.

ARAÚJO, R.B.; GARUTTI, V. (2002). Biologia reprodutiva de *Aspidoras Fuscoguttatus* (Siluriformes, Callichthyidae) em riacho de cabeceira da Bacia do Alto Rio Paraná. **Iheringia. Série Zoologia** **92**(4): 89-98.

AZEVEDO, M.A.; MALABARBA, L.R.; FIALHO, C.B. (2000). Reproductive Biology of the Inseminating Glandulocaudine *Diapoma speculiferum* Cope (Teleostei: Characidae). **Copeia** **4**: 983-989.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.F.; VAL, A.L.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARIZZO, T.; FABRÉ, N.N.; BATISTA, V.S.; LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, J.P.; CÔRREA, M.F.M. (2010). Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology** **76**(9): 2118-2176.

BARRELLA, W.; MARTINS, A.G.; PETRERE JUNIOR, M.; RAMIRES, M. (2014). Fishes of the southeastern Brazil Atlantic Forest. **Environmental Biology Fish** **97**: 1367-1376.

BARRETO, A.P.; ARANHA, J.M.R. (2005). Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences** **27**(2): 153-160.

BENGTSSON, J.; BAILLIE, S.R.; LAWTON, J. (1997) Community variability increases with time. **Oikos** **78**: 249–256.

BITTENCOURT, M.L; et al. **Diagnóstico Faunístico Fazendas Salto Dourado e Figueira, Guaraqueçaba - Paraná**. Fundação o Boticário de Proteção à Natureza. Guaraqueçaba, 1994.

BOJSEN, B.H.; BARRIGA, R. (2002). Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology** **47**: 2246-2260.

BRAGA, F.M.S. (2006). Aspectos da reprodução no gênero *Characidium* Reinhardt, 1867 (Crenuchidae, Characidiinae), na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira, sudeste do Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences** **28**(4): 365-371.

BRAGA, F.M.S.; ANDRADE, P.M. (2005). Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental, São Paulo, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia** **95**(2):121-126.

BRAGA, M.R.; ARANHA, J.M.R.; VITULE, J.R. (2008). Reproduction period of *Mimagoniates microlepis*, from an Atlantic Forest Stream in Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **51**(2): 345-351.

BRAGA, R.R.; BRAGA, M.R.; VITULE, J.R.S. (2013). Population structure and reproduction of *Mimagoniates microlepis* with a new hypothesis of ontogenetic migration: implications for stream fish conservation in the Neotropics. **Environmental Biology Fish** **96**: 21-31.

BRAGA, F.M.S.; GOMIEIRO, L.M.; SOUZA, U.P. (2008). Aspectos da reprodução e alimentação de *Neoplecostomus micros* (Loricariidae, Neoplecostominae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira Oriental (Estado de São Paulo). **Maringá** **30**(4): 455-463.

BRAGA, F.M.S.; GOMIERO, L.M.; SOUZA, U.P. (2009). Biologia populacional de *Pareiorhina rudolphi* (Loricariidae, Hypostominae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Biological Sciences** **31**(1): 79-88.

BRASIL. Decreto n. 9.985, de 18 de julho de 2000. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, v.7, p. 4917, 19 jul. 2000. Seção 1, pt.1.

BROWN, L.R. (2000). Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin river drainage, California. **Environmental Biology Fish** **57**(3): 251-269.

BROWN-PETERSEN, N.J.; WYANSKI, D.M.; SABORIDO-REI, F.; MACEWICZ, S.; LOWERRE-BARBIERI, K. (2011). A Standardized Terminology for Describing Reproductive Development in Fishes. **Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science** **3**: 52-70.

BURHCAM, J. (1988). Fish communities and environmental characteristics of two lowland streams in Costa Rica. **Revista de Biologia Tropical** **36**: 273–285.

BYE, V.J. (1989). **The role of environmental factors in the timing of reproductive cycles**. Pp 187-205. In: Potts, G. W. & R. J. Wootton (Eds.). Fish reproduction: strategies and tactics. London, Academic Press, 410p.

CAMARGO, J.C.; VIEIRA, L.C.G.; VELHO, L.F.M. (2012). The role of limnological variables and habitat complexity in impacted tropical streams as regulatory factors on the flagellate protozoa community. **Acta Limnologica Brasiliensia** **24** (2):193-206.

CAMILO, G.S.; TERRA, B.F.; ARAÚJO, G. (2015). Ichthyofauna from the Parque Nacional da Serra dos Órgãos and its surrounding areas, Rio de Janeiro state, Brazil. **Check List** **11**(4): 1-8.

CAMPANILLI, M.; SCHAUFFER, W.B. (2010). **Mata Atlântica: Manual de adequação ambiental**. Brasília: MMA/ SBF.

CAMPOREALE, C.; PERUCCA, E.; RIDOLFI, L.; GURNELL, A.M. (2013). Modeling the interactions between river morphodynamics and riparian vegetation. **Reviews of Geophysics** **51**: 379-414.

CANTANHÊDE, L.G.; CARVALHO, I.F.S.; SANTOS, N.B.; ALMEIDA, Z.S. (2016). Biologia reprodutiva de *Hassar affinis* (Pisces: Siluriformes: Doradidae), Lago de Viana, Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil. **Acta Amazonica** **46**(2): 219-226.

CARVALHO, K.Q.; LIMA, S.B.; PASSIG, F.H.; GUSMÃO, L.K. SOUZA, D.C.; KREUTZ, C.; BELINI, A.D.; ARANTES, E.J. (2015) Influence of urban área on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **75**(4): 96-106.

CARVALHO, R.A. **Estrutura Funcional das Assembléias de Peixe: Padrões de diversidade, processos ecológicos e conservação em ecossistemas tropicais**. 119 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução). Universidade Federal de Goiás, 2014.

CASATTI, L. (2005). Fish assemblage structure in a first order stream, Southeastern Brazil: Longitudinal distribution, seasonality and microhabitat diversity. **Biota Neotropica** **5**(1): 75-83.

CASTRO, D.R.; CASARIM, R.; PEREIRA, R.B.; POMPEU, P.S. (2015). Habitat structure determining the spatial distribution of ichthyofauna in a Brazilian stream. **Acta Scientiarum Biological Sciences** **37**(4): 439-448.

CASTRO, R.M.C. (1999). Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: Ecologia de peixes de riachos. **Série Oecologia Brasiliensis**, v. 6, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, eds. CARAMASCHI, E. P., MAZZONI, R. and PERES-NETO, P. R., p. 139-155.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; FERREIRA, K.M.; RIBEIRO, A.C.; BENINE, R.C.; DARDIS, G.Z.P.; MELO, A.L.A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F.Z.; LIMA, F.C.T. (2003). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. **Biota Neotropica** **3**(1): 1–14.

CASTRO, R.M.C; MENEZES, N.A. (1998). **Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo**. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX, 6: vertebrados (R.M.C. Castro, ed.). WinnerGraph, São Paulo, p. 1-13.

CAVALHEIRO, L.W. **Biologia alimentar e reprodutiva de *Atlantirivulus riograndensis* (Costa & Lanés, 2009) (Cyprinodontiformes: Rivulidae) no Refúgio da Vida Silvestre Banhado dos Pachecos, Rio Grande do Sul, Brasil.** 77f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2014.

CETRA, M.; SARMENTO-SOARES, L.M.; MARTINS-PINHEIRO, R.F. (2010). Peixes de riachos e novas Unidades de Conservação no sul da Bahia. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences** 5: 11-21.

CLARO-GARCÍA, A.; SHIBATTA, O.A. (2013). The fish fauna of streams from the upper rio Tocantins basin, Goiás State, Brazil. **Check List** 9(1): 028-033.

COLLARES-PEREIRA, M.J.; COWX, I.G. (2004). The role of catchment scale environmental management in freshwater fish conservation. **Fisheries Management & Ecology** 11(3-4): 303-312.

CÔRREA, F.; OLIVEIRA, E.F.; TUCHTENHAGEN, T.; POUHEY, J.; PIEDRAS, S. (2015). Ichthyofauna of the hydrographic basin of the Chasqueiro Stream (Mirim Lagoon system, southern Brazil): generating subsidies for conservation and management. **Biota Neotropica** 15(4): 1-14.

COUTO, T.B.A.; AQUINO, P.P.U. (2011). Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. **Neotropical Ichthyology** 9(2): 445-454.

DAJOZ, R. (1978). **Ecologia Geral**. Rio de Janeiro, Editora Vozes. 472p.

DALA CORTE, R.B. **História Natural de *Deuterodon stigmaturus* (Gomes, 1947) (Teleostei: Characidae) em um riacho costeiro da Floresta Atlântica, Sul do Brasil.** 109 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.

DALA CORTE, R.B.; FIALHO, C.B. (2014). Reproductive tactics and development of sexually dimorphic structures in a stream-dwelling characid fish (*Deuterodon stigmaturus*) from Atlantic Forest. **Environmental Biology Fish** 97: 1119-1127.

DANTAS, M.S.; ALMEIDA, N.V.; MEDEIROS, I.S.; SILVA, M.D. (2017). Diagnóstico da vegetação remanescente de Mata Atlântica e ecossistemas associados em espaços urbanos. **Journal of Environmental Analysis and Progress** 2(1): 87-97.

DELARIVA, R.L.; SILVA, J.C. (2013). Fish fauna of headwater streams of Perobas Biological Reserve, a conservation unit in the Atlantic Forest of the Northwestern Paraná State, Brazil. **Check List** 9(3): 549-554.

DUDGEON D, ARTHINGTON, A.H.; GESSNER, M.O.; KAWABATA, Z.I.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R.J.; PRIEUR, R.A.H.; SOTO, D.; STIASSNY, M.L.J.; SULLIVAN, C.A. (2007). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews** **81**: 163–182.

FÁVARO, L.F.; OLIVEIRA, E.C. (2011). Ecologia Reprodutiva em Peixes. In: Ribeiro, C.A.O. (Ed.). **Técnicas em histologia**. Santos, Editora Santos, 422p.

FERRARIS, C.J. (2007). Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. **Zootaxa** **1418**: 1–628.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. (2006). Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota neotropica** **6**(3): 1-25.

FOGAÇA, E.N.O.; ARANHA, J.M.R.; ESPER, M.L.P. (2003). Ictiofauna do rio do Quebra (Antonina, PR, Brasil): ocupação espacial e hábito alimentar. **Interciência** **28**(3): 168-170.

FREIRE, A.G.; AGOSTINHO, A.A. (2000). Distribuição espaço temporal de oito espécies dominantes da ictiofauna da bacia do Alto Paraná. **Acta Limnologica Brasiliensis** **12**:105-120.

FROESE, R.; Pauly, D. (2015) **FishBase**. www.fishbase.org (accessed on December 2017).

FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO A NATUREZA. (2011). **Plano de Manejo da Reserva Natural Salto Morato - Guaraqueçaba, PR**. 237p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). (2009). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2005–2008**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo.

GASTON, K.J.; JACKSON, S.F.; CANTÚ-SALAZAR, L.; CRUZ-PINON, G. (2008). The ecological performance of protected areas. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** **39**: 93-113.

GIL, A.S.B.; OLIVEIRA, A.L.R.; BOVE, C.B. (2008). Listagem florística das Cyperacea hidrófilas da região do alto e médio rio Araguaia, Goiás, Mato Grosso e Tocantins, Brasil – Parte I. **Revista de Biologia Neotropical** **4**(2): 101-110.

GODINHO, A.L.; LAMAS, I.R.; GODINHO, H.P. (2009). Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. **Environmental Biology Fish** **87**: 143–162.

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. (2007). Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **67**(2): 283-292.

GONÇALVES, C.S. **Distribuição e alimentação de peixes em riachos costeiros de Mata Atlântica, Sudeste do estado de São Paulo**. 106 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, campus de Rio Claro. Rio Claro, 2012.

GONÇALVES, C.S.; SOUZA, U.P.; VOLCAN, M.V. (2011). The opportunistic feeding and reproduction strategies of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) inhabiting ephemeral habitats on southern Brazil. **Neotropical Ichthyology** **9**: 191-200.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. **Bioscience** **41**(8): 540-551.

HARISSON, I.J.; GREEN, P.A.; FARREL, T.A.; JUFFE-BIGNOLI, D.; SÁENZ, L.; VOROSMARTY, C. (2016). Protected areas and freshwater provisioning: a global assessment of freshwater provision, threats and management strategies to support human water security. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** **26**: 103-120.

HARTZ, S.M.; VILELLA, F.S.; BARBIERI, G. (1997). Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in Lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia** **57**(2): 295-303.

HIRSCHMANN, A.; FIALHO, C.B.; GRILLO, H.C.Z. (2011). Reprodução de *Hemiancistrus punctulatus* Cardoso & Malabarba, 1999 (Siluriformes: Loricariidae) no Sistema de Laguna dos Patos: uma espécie de ambiente lótico frente às alterações provocadas por represamentos. **Neotropical Biology and Conservation** **6**(3): 250-257.

HOLMLUND, C.M.; HAMMER, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics** **29**: 253–268.

IBGE. **Sinopse do censo Demográfico 2010**. 2011. Rio de Janeiro.

ILLIES, J.; BOTOSANEANU, L. (1963). Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, consideres surtout du point de vue faunistique. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie** **12**: 1–57.

IRVING, M.A. (2002). Áreas Protegidas e Inclusão Social: Construindo novos significados. **Caderno Virtual de Turismo** **7**(1): 117-121.

JACKSON, D.A.; PERES-NETO, P.R.; OLDEN, J.D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **58**: 157– 170

JEFFRIES, M.; MILLS, D. (1990). **Freshwater ecology: principles and applications**. Belhaven Press, London and New York. 285 pp.

JOHNSTON, C.E. (1999). The relationship of spawning mode to conservation of North American minnows (Cyprinidae). **Environmental Biology Fish** **55**: 21-30.

KAMDEM T.; TEUGELS G.G. (1999). First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. **Hydrobiologia** **397**: 29–38.

KJESBU, O.S. (2009). Applied fish reproductive biology: contribution of individual reproductive potential to recruitment and fisheries management. In: Jakobsen, T., Fogarty, M.J., Megrey, B.A., Moksness, E. (Eds.). **Fish Reproductive Biology: Implications for Assessment and Management**. Wiley-Blackwell, Chichester, UK, 293–332.

KOPPEN, W. (1948). **Climatologia: com um estudo de los climas de la tierra**. Mexico: Fondo de Cultura Economica. 478p.

KRUMHOLZ, L.A. (1948), Reproduction in the western mosquito-fish *Gambusia affinis* (Baird and Giard), and its use in mosquito control. **Ecological Monographs** **18**: 1-43.

LANGGANI, F.R.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica** **7**(3): 181–197.

LARENTIS, C.; DELARIVA, R.L.; GOMES, L.C.; BAUMGARTNER, D.; RAMOS, I.P.; SEREIA, D.A.O. (2016). Ichthyofauna of streams from the lower Iguacu River basin, Paraná State, Brazil. **Biota Neotropica** **16**(3): 1-11.

LAURANCE, W.F. (2009). Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation** **142**: 1137.

LE CREN, E.D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonadal weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). **Journal of Animal Ecology** **20**: 201-219.

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** **762**: 223-238.

LIMA, F.C.T.; BUCKUP, P.A.; MALABARBA, L.R.; LUCINDA, P.H.F. (2003). Genera *incertae sedis* in Characidae. In **Check list of the freshwater fishes of South and Central America** (R.E. Reis, S.O. Kullander & C. J. Ferraris Jr., orgs). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.106-169.

LOWE-MCCONNELL, R.H. (1999). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, EDUSP, 584p.

LOWERRE-BARBIERI, SK. (2009) **Reproduction in relation to conservation and exploitation of marine fishes: 94**. In: Jamieson BGM (Ed.). Reproductive Biology and Phylogeny of Fishes (Agnathans and Bony Fishes). Durham, CRC Press.

LUCINDA, P.H.F. (2003). Family Poeciliidae. Pp. 555-581. In: Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Eds.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre, Edipucrs, 729p.

LUCINDA, P.H.F. (2008). Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eingenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poecillinae), with the description of twenty-one new species. **Neotropical Ichthyology 6**: 113-158.

LYONS J.; NAVARRO-PEREZ S.; COCHRAN P.A.; SANTANA E.; GUZMA'N-ARROYO M. (1995). Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. **Conservation Biology 9**: 569–584.

MACCARI, A.; MELO, C.E. (2014). Ocorrência e distribuição de peixes em um córrego de cerrado na vertente norte da Serra Azul, Nova Xavantina-MT. Interdisciplinar: **Revista Eletrônica da Univar 11**(1): 45-50.

MARCUCCI, K.M.; ORSI, M.L.; SHIBATTA, O.A. (2005). Abundância e aspectos reprodutivos de *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Loricariidae) em quatro trechos da represa Capivara, médio rio Paranapanema. **Iheringia. Série Zoologia 95**(2): 197-203.

MARTIN-SMITH, K.M. (1998). Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. **Journal of Fish Biology 52**: 458-482.

MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E.P.; FENERICH-VERANI, N. (2002). Reproductive biology of a Characidiinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, Maricá – RJ. **Brazilian Journal of Biology 62**(3): 487-494.

MAZZONI, R.; NOVAES, V.C.; IGLESIS-RIO, R. (2011). Microhabitat use by *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 (Cyprinodontiformes: Poecillidae) from a coastal stream from Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology 9**(3): 665-672.

MAZZONI, R.; SHUBART, S.A; IGLESIAS-RIOS, R. (2004). Longitudinal segregation of *Astyanax janeiroensis* in Rio Ubatiba: a Neotropical stream of south-east Brazil. **Ecology of Freshwater Fish 13**: 231- 234.

MAZZONI, R.; SILVA, A.P.F. (2006). Aspectos da história de vida de *Bryconamericus microcephalus* (Miranda Ribeiro) (Characiformes, Characidae) de um riacho costeiro de Mata Atlântica, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia 23**(1): 228-233.

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** **31**: 504-517.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C.E.F.; PAVESE, H.B.; ARAÚJO, F.F.S. (2011). **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional**. Brasília: UNEP-WCMC. 44 p.

MELO, F.A.G.; BUCKUP, P.A.; RAMOS, T.P.A.; SOUZA, A.K.N.; SILVA, C.M.A.; COSTA, T.C.; TORRES, A.R. (2016). Fish fauna of the lower course of the Parnaíba river, northeastern Brazil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, Nova Série** **38**(4): 363-400.

MELO, R.M.C.; ARANTES, F.P.; SATO, Y.; SANTOS, J.E.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. (2011). Comparative morphology of the gonadal structure related to reproductive strategies in six species of neotropical catfishes (Teleostei: Siluriformes). **Journal of morphology** **272**: 525-535.

MENEZES, M.S.; ARANHA, J.M.R.; CARAMASCHI, E.P. (1998). Ocorrência e aspectos da biologia reprodutiva de *Harttia loricariformis* (Loricariinae) no trecho inferior do rio Paraíba do Sul (Rio de Janeiro, Brasil). **Acta Biológica Paranaense, Curitiba** **27**: 15-26.

MENEZES, M.S.; CARAMASCHI, E.P. (2000). Longitudinal Distribution of *Hypostomus punctatus* (Osteichthyes, Loricariidae) in a coastal stream from Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **43**(2): 221-227.

MENEZES, N.A.; WEITZMAN, S.H.; OYAKAWA, O.T.; LIMA, F.C.T.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, M.J. (2007). **Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies de água doce neotropicais**. São Paulo: Museu de Zoologia – Universidade de São Paulo. 405 p.

MEZZOMO, M.M.; SANTOS, B.P.; CARNEIRO, M.G. (2012). Caracterização física da RPPN COAMO II (Campo Mourão – PR) por meio de perfil geoecológico. **Revista Geonorte** **3**(4): 728-738.

MIMS, M.C.; OLDEN, J.D. (2012). Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. **Ecology** **93**(1): 35-45.

MIRANDA, J.C. (2012). Ameaças aos peixes de riachos de Mata Atlântica. **Natureza on line** **10**(3): 136-139.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G.A.B. (2004). **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX & Agrupacion Sierra Madre, Cidade do México. 392p.

MONACO, I.A.; SÚAREZ, Y.R.; LIMA-JUNIOR, S.E. (2014). Influence of environmental integrity on feeding, condition and reproduction of *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 in the Tarumã stream micro-basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences** **36**(2): 181-188.

MÜLLER, P. (1973). **The dispersal centers of terrestrial Vertebrates in the Neotropical realm**. Junk Publishers the Hague. 244 p.

MYERS, N.R.A.; MITTERMEIER, C.G.; MITERMEIER, G.A.; FONSECA, G.A.B.; KENTI, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** **403**: 853-858.

NEL, J.L.; ROUX, D.J.; MAREE, G.; KLEYHANS, C.J.; MOOLMAN, J.; REYERS, B.; ROUGET, M.; COWLING, R.M. (2007). Rivers in peril inside and outside protected areas: a systematic approach to conservation assessment of river. **Diversity and Distributions** **13**: 341-352.

NELSON, J.S. (2006). **Fishes of the World**. 4 ed. Hobokaen, NJ, J Wiley, 601 p.

NUNES, D.M.; PELLANDA, M.; HARTZ, S.M. (2004). Dinâmica reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* e *O. robustus* (Characiformes, Characidae) na Lagoa Fortaleza, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia** **94**(1): 5-11.

OKUTSU, T.; SHINJI, J.; CHANTHASONE, P. (2011). Growth and reproduction of the glassperch *Parambassis siamensis* (Teleostei: Ambassidae) in Central Laos. **Ichthyological Exploration of Freshwaters** **22**: 97-106.

OLDEN J.D.; KENNARD, M.J.; LEPRIEUR, F.; TEDESCO, P.A.; WINEMMILER, K.O; GARCIA-BERTHOU, E. (2010). Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. **Diversity and Distributions** **16**: 496–513.

OLIVEIRA, E.C.; FÁVARO, L.F. (2011). Reproductive biology of the flatfish *Etropus crossotus* (Pleuronectiformes: Paralichthyidae) in the Paranaguá Estuarine Complex, Paraná State, subtropical region of Brazil. **Neotropical Ichthyology** **9**(4): 795-805.

ORSI, M.L.; CARVALHO, E.D.; FORESTI, F. (2004). Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **21**(2): 207-218.

OYAKAWA, O.T.; AKAMA A.; MAUTARI, K.C.; NOLASCO, J.C. (2006). **Peixes de riachos da mata atlântica nas unidades de conservação do vale do rio Ribeira do Iguape no estado de São Paulo**. São Paulo: Editora Neotropica. 201p.

PADIAL, A.A.; CESCHIN, F.; DECLERCK, S.A.J.; MEESTER, L.D.; BONECKER, C.C.; LANSAC-TOHA, F.A.; RODRIGUES, L.; RODRIGUES, L.C; TRAIN, S.; VELHO, L.F.M.; BINI, L.M. (2014). Dispersal Ability Determines the Role of Environmental, Spatial and Temporal Drivers of Metacommunity Structure. **Plos One** **9**(10): 1-8.

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, L. (2006). Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. Pp. 91-118. In: C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M.V. Sluys, & M.A.S. Alves (eds.). **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos, RiMa.

PUCCI, M.B.; BARBOSA, P.; NOGAROTO, V.; ALMEIDA, M.C.; ARTONI, R, F.; PANSONATO-ALVES, J.C.; FORESTI, F.; MOREIRA-FILHO, O.; VICARI, M.R. (2014). Population differentiation and speciation in the genus *Characidium* (Characiformes: Crenuchidae): effects of reproductive and chromosomal barriers. **Biological Journal of the Linnean Society** **111**: 541-553.

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** **54**: 1–16.

RAMOS, L.A.; KONRAD, H.G. (1999). Biologia reprodutiva de *Hemiancistrus* sp. (Osteichthyes, Loricariidae) do rio dos Sinos, RS. Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, 25: 45-50.

REIS, R.E. (2013). Conserving the freshwater fishes of South America. **International Zoo Yearbook** **47**: 66-70.

RIBEIRO, A.C.; LIMA, F.C.T.; RICCOMINI, C.; MENEZES, N.A. (2006). Fishes of the Atlantic rainforest of Boracéia: testimonies of the Quaternary fault reactivation within a Neoproterozoic tectonic province in southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters** **17**(2): 157-164.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. (2009) "The Brazilian Atlantic Forest: How Much Is Left, and How Is the Remaining Forest Distributed? Implications for Conservation". **Biological Conservation** **142**: 1141-1153.

RODRIGUES, R.R. **Sucesso reprodutivo de peixes migradores em rios barrados em Minas Gerais: influência da bacia de drenagem e das cheias**. 66f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – Minas Gerais, 2009.

RODRIGUES-FILHO, C.A.; GURGEL-LOURENÇO, R.C.; LIMA, S.M.Q.; OLIVEIRA, E.F.; SÁNCHEZ-BOTERO, J.I. (2017). What governs the functional diversity patterns of fishes in the headwater streams of the humid forest enclaves: environmental conditions, taxonomic diversity or biotic interactions? **Environmental Biology Fish**: 1-10.

RODRIGUES-OLARTE, D.; TAPHORN, D.C.; LOBÓN-CEVIA, J. (2011). Do protected areas conserve neotropical freshwater fishes? A case study of a biogeographic province in Venezuela. **Animal Biodiversity Conservation** **34**(2): 273-285.

ROLLA, A.P.P.R.; ESTEVES, K.E.; ÁVILA-DA-SILVA, A.O. (2009) Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). **Neotropical Ichthyology** **7**(1): 65-76.

SÁ-OLIVEIRA, J.; HAWES, J.E.; ISAAC-NAHUM, V.J.; PERES, C.A. (2015). Upstream and downstream responses of fish assemblages to an eastern Amazonian hydroelectric dam. **Freshwater Biology** **60**: 2037-2050.

SABINSON, L.M.; RODRIGUES FILHO, J.L.; PERET, A.C.; VERANI, J.R. (2014). Growth and reproduction aspects of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) of the Cachoeira Dourada reservoir, state of Goiás and Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **74**(2): 450-459.

SANTANA, A.O.; TEJERINA-GARRO, F.L.; CARVALHO, R.A. (2014). Variação da Diversidade α e β das Assembleias de Peixes num Gradiente Montante-Jusante em um Rio Tropical, Brasil **Central Journal of Social, Technological and Environmental Science** **3**(1): 106-118.

SANTOS, G.M.; JEGU, M.; MERONA, B. (1984). **Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins**. Eletronorte/INPA. 84p.

SAUNDERS, D.L.; MEEUWIG, J.J.; VINCENT, C.J. (2002). Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. **Conservation Biology** **16**(1): 30-41.

SCHLOSSER, I.J. (1990). Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fish: implications for environmental management and assessment. **Environmental Management** **14**: 621-628.

SCOTT, M.C.; HELFMAN, G.S. (2001). Native Invasions, Homogenization, and the Mismeasure of Integrity of Fish Assemblages. **Fisheries** **26**(11): 6-15.

SHELDON, A.L. (1968). Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. **Ecology** **49**(2): 193-198.

SHIOTA, T. A.; ISHIMATSU, K.; SOYANO, A. (2003). Effects of temperature on gonadal development of mudskipper (*Periophthalmus modestus*). **Fish Physiology and Biochemistry** **28**: 445-446.

SMITH, W.S.; BIAGIONI, R.C.; HALCSIK, L. (2013). Fish fauna of Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica** **13**(2): 175-181.

SOUZA, U.P.; FERREIRA, F.C.; CARMO, M.A.F.; BRAGA, F.M.S. (2015). Feeding and reproductive patterns of *Astyanax intermedius* in a headwater stream of Atlantic Rainforest. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences** **87**(4): 2151-2162.

SUÁREZ, Y.R.; PETRERE JUNIOR, M. (2007). Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. **Neotropical Ichthyology** **5**(1): 61-68.

TAKEUTI, D.F. **Estrutura populacional e estratégia reprodutiva de *Pseudotothyris obtusa* (Ribeiro, 1911) (Loricariidae, Hypoptopomatinae) em três rios litorâneos do Paraná**. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, 1997.

TEIXEIRA, T.P.; PINTO, B.C.T.; TERRA, B.F.; ESTILIANO, E.O.; GRACIA, D.; ARAÚJO, F.G. (2005) Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia, Série Zoologia** **95**(4): 347-357.

TERRA, B.F.; HUGHES, R.M.; ARAÚJO, F.G. (2015). Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology of Freshwater Fish** **25**: 527-544.

TEUGELS, G.G. (1996). Taxonomy, phylogeny and biogeography of catfishes (Ostariophysi: Siluroidei): An overview. **Aquatic Living Resources** **9**: 9–34.

THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; BOZELLI, R.L. (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia** **579**: 1–13.

UIEDA, V.S.; BARRETO, M.G. (1999). Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências** **1**(1): 55-67.

UIEDA, V.S.; CASTRO, R.M.C. (1999). Coleta e fixação de peixes de riachos. **Série Oecologia Brasiliensis** **6**: 1-22.

VALLE JUNIOR, R. F.; VARANDAS, S.G.P.; PACHECO, F.A.L.; PEREIRA, V. R.; SANTOS, C.F.; CORTES, R.M.V.; FERNANDES, L.F.S. (2015) Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. **Land Use Policy** **43**(1): 48-62.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. (1980). The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **37**: 130-137.

VARJABEDIAN, R. (2010). Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. **Estudos Avançados** **24**(68): 147-160.

VASCONCELOS, L.P.; SÚAREZ, Y.R.; LIMA-JUNIOR, S.E. (2011). Population aspects of *Bryconamericus stramineus* in streams of the upper Paraná River basin, Brazil. **Biota Neotropica** **11**(2): 55-62.

VAZZOLER, A.E. (1996). **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. EDUEM. Maringá, Paraná. 169p.

VAZZOLER, A.E. A.M.; MENEZES, N.A. (1992). Síntese do conhecimento sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysii). **Revista Brasileira de Biologia** **52**: 627-640.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R.R.; LIMA, J.C.A. (1991). **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/IBGE, Rio de Janeiro.

VITULE, J.R.S.; BRAGA, M.R.; ARANHA, J.M.R. (2008). Population structure and reproduction of *Deuterodon langei* Travassos, 1957 (Teleostei, Characidae) in a neotropical stream basin from the Atlantic Forest, Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **51**(6): 1187-1198.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. (1983). The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In FONTAINE III, TDI. and BARTELL, SM., ed. **Dynamics of lotic ecosystems**: 29-42.

WINEMILLER, K.O.; ROSE, K.A. (1992). Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **49**: 2196-2218.

WOLFF, L.L.; HRECIUK, E.R.; VIANA, D.; ZALESKI, T.; DONATTI, L. (2007). Population structure of *Phalloceros caudimaculatus* (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) collected in a brook in Guarapuava, PR. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **50**(3): 417-423.

YOSHIDA, C.E.; UIEDA, V.S. (2014). The importance of a Biosphere Reserve of Atlantic Forest for the conservation of stream fauna. **Brazilian Journal of Biology** **74**(2): 382-394.

ZENI, J.O., SANTOS, A.C., CARVALHO, F.R. (2015). Contribution of different mesohabitats to the maintenance of fish richness and diversity in the lower Pretoriver. **Biological Science** **37**(3): 301-308.

8 APÊNDICE – FICHA DE AVALIAÇÃO DE CAMPO

Dados Físicos

Localização: _____
 Data: ___/___/___ Hora: ___:___ Tempo: _____
 Coletores: _____
 Ambiente: () riacho; () rio () dentro da reserva; () fora da reserva
 Largura média: _____ Profundidade: (max e média): _____
 Observações: _____

PARÂMETROS		Observação	
		Maioria	Ocasional
ocupação de margens (principal atividade)			
Erosão ou assoreamento próximo			
Alterações antropicas			
Cobertura veg	Leito		
	Margem		
Água	Odor		
	Oleosid		
	Transp		
Poços	Presença		
	Dimensão		
	Prof		
	substrato		

Observações:

Localização: _____

PARÂMETROS		Observação	
		Maioria	Ocasional
Rápidos	Freq		
	Extensão		
	Fluxo		
	Substrato		
Deposição	Lama		
	Casc		
	Rochas		
Caract fluxo e canal	Alteraçs		
	Complex		
Margens	Proteg		
	Veg		
	Estabilid		
Plantas aq	Margem		
	Leito		
Estado de conservação da vegetação entorno			

Observações: