



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA - UESB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA,
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO (PPGGBC)

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

ESTRUTURA REPRODUTIVA DA ICTIOFAUNA DO RIO DE CONTAS: UMA BACIA SOB A INFLUÊNCIA DE DOIS BIOMAS

Discente: Manuela de Souza Martins

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Juliana Zina Pereira Ramos

Co-orientadores: Prof. Dr. André Teixeira da Silva

Prof.^a Dr.^a Débora Diniz Bezerra

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Jequié-BA

2021

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



MANUELA DE SOUZA MARTINS

**ESTRUTURA REPRODUTIVA DA ICTIOFAUNA DO RIO DE CONTAS: UMA
BACIA SOB A INFLUÊNCIA DE DOIS BIOMAS**

Dissertação de mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Genética,
Biodiversidade e Conservação da
Universidade Estadual do Sudoeste da
Bahia, para obtenção do Título de Mestre em
Genética, Biodiversidade e Conservação.

Orientadora: Prof.^a Dr^a Juliana Zina

Co-orientadores: Prof. Dr. André Teixeira
da Silva e Prof.^a Dr^a Débora Diniz Bezerra

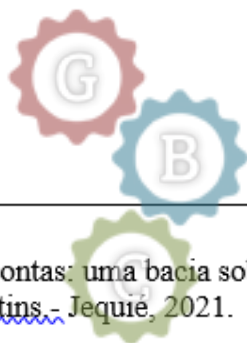
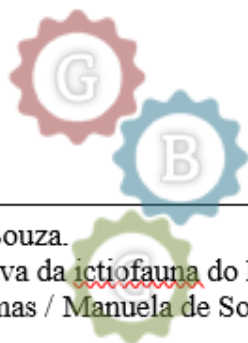


Jequié- BA

2021



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



M386e Martins, Manuela de Souza.

Estrutura reprodutiva da ictiofauna do Rio de Contas: uma bacia sob a influência de dois biomas / Manuela de Souza Martins. - Jequié, 2021. 91f.

(Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - UESB, sob orientação da Profa. Dra. Juliana Zina e coorientação do Prof. Dr. André Teixeira da Silva e da Profa. Dra. Débora Diniz Bezerra)

1.Reprodução 2.Ictiofauna 3.Sazonalidade reprodutiva 4.Intensidade reprodutiva (IR) 5.NMAF I.Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia II.Título

CDD – 577.0981

Rafaella Cândia Portela de Sousa - CRB 5/1710. Bibliotecária – UESB - Jequié





Programa de Pós-Graduação em
Genética, Biodiversidade e Conservação
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB
Recredenciada pelo Decreto Estadual
Nº 16.825, de 04.07.2016

DECLARAÇÃO DE APROVAÇÃO

Título: “ESTRUTURA REPRODUTIVA DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DO RIO DE CONTAS: UMA BACIA SOB A INFLUÊNCIA DE DOIS BIOMAS”.

Autor (a): Manuela de Souza Martins

Orientador (a): Profa. Dra. Juliana Zina Pereira Ramos

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO, pela Banca Examinadora:

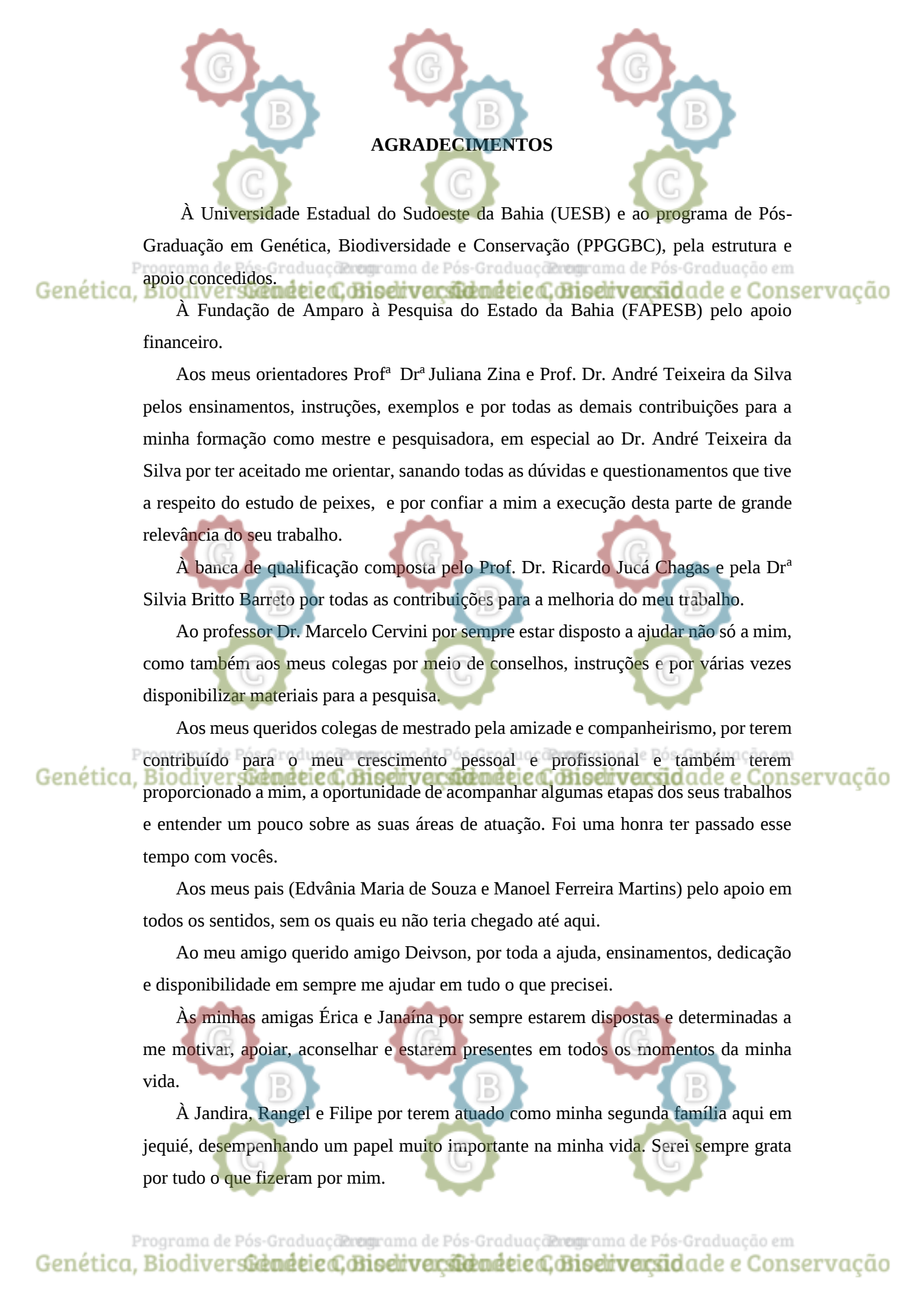
Profa. Dra. Juliana Zina Pereira Ramos – UESB / Jequié-BA

Prof. Dr. Marcelo Fulgêncio Guedes de Brito - UFS / São Cristóvão-SE

Prof. Dr. André Batista Nobile - Instituto de Biociências, UNESP / Botucatu-SP

Data de realização: 10 de setembro de 2021.

Campus de Jequié (73) 3528-9725 | ppggbc@uesb.edu.br



AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB) e ao programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação (PPGGBC), pela estrutura e apoio concedidos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pelo apoio financeiro.

Aos meus orientadores Prof^a Dr^a Juliana Zina e Prof. Dr. André Teixeira da Silva pelos ensinamentos, instruções, exemplos e por todas as demais contribuições para a minha formação como mestre e pesquisadora, em especial ao Dr. André Teixeira da Silva por ter aceitado me orientar, sanando todas as dúvidas e questionamentos que tive a respeito do estudo de peixes, e por confiar a mim a execução desta parte de grande relevância do seu trabalho.

À banca de qualificação composta pelo Prof. Dr. Ricardo Jucá Chagas e pela Dr^a Silvia Britto Barreto por todas as contribuições para a melhoria do meu trabalho.

Ao professor Dr. Marcelo Cervini por sempre estar disposto a ajudar não só a mim, como também aos meus colegas por meio de conselhos, instruções e por várias vezes disponibilizar materiais para a pesquisa.

Aos meus queridos colegas de mestrado pela amizade e companheirismo, por terem contribuído para o meu crescimento pessoal e profissional e também terem proporcionado a mim, a oportunidade de acompanhar algumas etapas dos seus trabalhos e entender um pouco sobre as suas áreas de atuação. Foi uma honra ter passado esse tempo com vocês.

Aos meus pais (Edvânia Maria de Souza e Manoel Ferreira Martins) pelo apoio em todos os sentidos, sem os quais eu não teria chegado até aqui.

Ao meu amigo querido amigo Deivson, por toda a ajuda, ensinamentos, dedicação e disponibilidade em sempre me ajudar em tudo o que precisei.

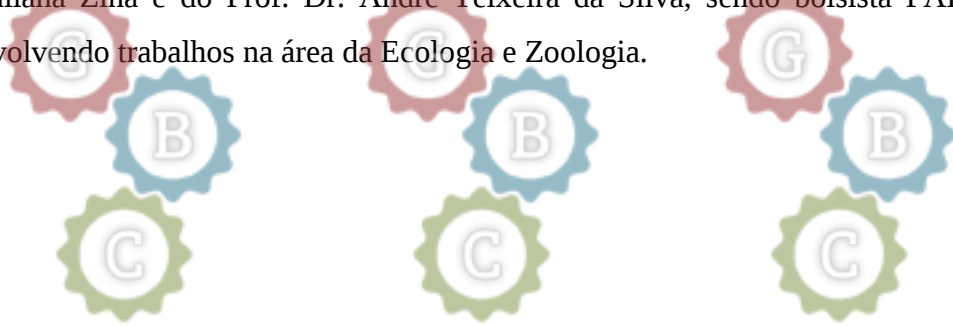
Às minhas amigas Érica e Janaína por sempre estarem dispostas e determinadas a me motivar, apoiar, aconselhar e estarem presentes em todos os momentos da minha vida.

À Jandira, Rangel e Filipe por terem atuado como minha segunda família aqui em jequié, desempenhando um papel muito importante na minha vida. Serei sempre grata por tudo o que fizeram por mim.



BIOGRAFIA

Manuela de Souza Martins, filha de Edvânia Maria de Souza e Manoel Ferreira Martins, nasceu em 31 de maio de 1994, na cidade de Xique-xique, Bahia, Brasil. Em 2013 ingressou no curso de licenciatura em Ciências Biológicas da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Durante a graduação, trabalhou no projeto intitulado: “Comunidades de peixes da baía do Pontal, Ilhéus, BA, Brasil: Composição” sob a orientação do Prof. Dr. Ricardo Jucá Chagas (UESB). Em 2018, concluiu o curso de graduação, com o trabalho intitulado: “O uso do livro “A vida secreta das formigas” como material potencialmente significativo nas aulas de Ciências do Ensino Fundamental” sob a orientação da Profª Drª Lílían Boccardo. Em 2019, ingressou no mestrado do Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, campus Jequié, sob a orientação da Profª Drª Juliana Zina e do Prof. Dr. André Teixeira da Silva, sendo bolsista FAPESB e desenvolvendo trabalhos na área da Ecologia e Zoologia.



LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1. Bacia hidrográfica do Rio de Contas (Bahia, Brasil) com os pontos de amostragem nas duas sub-bacias avaliadas (círculos - pontos amostrados pertencentes à sub-bacia do Rio Gongogi; diamante - pontos amostrais pertencentes à sub-bacia do Alto Contas) Cinza claro: Bioma Caatinga; Cinza escuro: Bioma Mata Atlântica. 29

Figura 2. Representação da similaridade entre o padrão reprodutivo apresentado pelas 26 espécies registradas nas sub-bacias AC e GG utilizando a distância Euclidiana (95%). As espécies foram representadas pelos seus respectivos códigos, conforme apresentado na Tabela 1. Cinza: sub-grupo 1-A; Azul claro: sub-grupo 1-B; Preto: sub-grupo 2-C; Verde: sub-grupo 2-D; Vermelho: sub-grupo 2-E.; Azul escuro e Amarelo: espécie não pertencentes à sub-grupos. 35

Figura 3. Representação por NMDS dos grupos formados a partir das comparações entre as espécies registradas no presente estudo. Grupo 1: representado por círculos; Grupo 2: representado por quadrados. Cinza: sub-grupo 1-A; Azul claro: sub-grupo 1-B; Preto: sub-grupo 2-C; Verde: sub-grupo 2-D; Vermelho: sub-grupo 2-E.; Azul escuro e Amarelo: espécies não pertencentes à sub-grupos. 37

Figura 4. Variação das proporções de espécies reprodutivas ao longo das quatro campanhas avaliadas de acordo com os sub-grupos em que estão inseridas: A : sub-grupo 1-A; B sub-grupo 1-B; C: Sub-grupo 2C; D: Sub-grupo 2D; E: Sub-grupo 2E; F: Espécies isoladas (não pertencentes aos sub-grupos). Linha contínua: população proveniente de riachos do Alto Contas. Linha tracejada: população proveniente de riachos do Gongogi. (Códigos das espécies conforme Tabela 1). 39

Capítulo 2

Figura 1. Pluviosidade total mensal histórica (média dos últimos 30 anos) para a região da sub-bacia do Alto Contas - AC (média entre os valores obtidos para os municípios de rio de Contas e Piatã) e para a região da sub-bacia do rio Gongogi (média entre os valores obtidos para os municípios de rio de Contas e Piatã) e para a região da sub-bacia do rio Gongogi (média entre os valores obtidos para os municípios de Gongogi, Dario Meira, Coaraci e Ibicuí) (Fonte: Climatempo - INMET/CFS/Interpolação). 62

Figura 2. Bacia hidrográfica do Rio de Contas (Bahia, Brasil) com os pontos de amostragem nas duas sub-bacias avaliadas (círculos - pontos amostrados pertencentes à sub-bacia do Rio Gongogi; diamante - pontos amostrais pertencentes à sub-bacia do Alto Contas) Cinza claro: Bioma Caatinga; Cinza escuro: Bioma Mata Atlântica. 63

Figura 3. Representação gráfica da variação entre campanhas do Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) das espécies mais representativas nas sub-bacias do Alto Contas (AC) e do rio Gongogi (GG), bacia do rio de Contas (BA). 71

Figura 4. Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) das assembleias de peixes dos pontos amostrados nas sub-bacias do Alto Contas (AC) e do rio Gongogi (GG), bacia do rio de Contas (BA). A linha tracejada representa o valor médio de IR obtido para cada sub-bacia a partir dos valores de IR dos respectivos pontos de amostragem. 72

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Diagnóstico taxonômico e número de indivíduos das espécies de peixes registradas nas sub-bacias do Alto Contas e do rio Gongogi, pertencentes ao Rio de Contas (BA), durante o período entre nov/2012 e nov/2013..... 30

Tabela 2. Proporções de indivíduos reprodutivos e não reprodutivos por sub-bacia e campanha (C1, C2, C3 e C4). Repr.: Reprodutivos; N. Repr. : Não reprodutivos; CV: Coeficiente de Variação. (Códigos das espécies conforme Tabela 1)..... 33

Capítulo 2

Tabela 1. Mediana, valores máximos e mínimos das variáveis abióticas avaliadas nos pontos de amostragem de ictiofauna da bacia do rio de Contas. As variáveis autocorrelacionadas, que foram excluídas das demais análises, estão indicadas pelo X. 65

Tabela 2. Número de indivíduos das diferentes espécies de peixes avaliadas nas sub-bacias do Alto Contas e Gongogi, pertencentes ao Rio de Contas (BA), classificadas de acordo com suas respectivas ordens. Os dados são correspondentes às campanhas 1 (nov-dez/2012), 2 (fev-mar/2013), 3 (jun/2013) e 4 (ago-set/2013). Adaptada de Silva (2015). 66

Tabela 3. Frequência de indivíduos com ovários maduros (%C), valores médios de RGS_c e % $RGS_{máx}$ para as espécies mais representativas nas campanhas 1 (nov-dez/2012), 2 (fev-mar/2013), 3 (jun/2013) e 4 (ago-set/2013)..... 69

Tabela 4. Categorias reprodutivas (DM: Desova massiva; DO: Desova ocasional; MI: Maturação incipiente e SAR: Sem atividade reprodutiva) e valores de Intensidade

Reprodutiva (IR) por sub-bacia para os códigos das espécies (tabela 2) nos quatro períodos de coleta Correspondentes às campanhas 1, 2 3 e 4. 70

Tabela 5. Frequência de indivíduos com ovários maduros (%C), valores médios de RGSc (relação gonadossomática das fêmeas maduras) e % RGS_{máx} (porcentagem do RGSc em relação ao maior valor de RGS registrado para a respectiva espécie) para as espécies de peixes avaliadas em cada ponto de amostragem da sub-bacia do Alto Contas. Código correspondente às espécies apresentadas na Tabela 2. 73

Tabela 6. Frequência de indivíduos com ovários maduros (%C), valores médios de RGSc (relação gonadossomática das fêmeas maduras) e % RGS_{máx} (porcentagem do RGSc em relação ao maior valor de RGS registrado para a respectiva espécie) para as espécies de peixes avaliadas em cada ponto de amostragem da sub-bacia do rio Gongogi. Código correspondente às espécies apresentadas na Tabela 2. 73

Tabela 7. Categorias reprodutivas (DM: Desova massiva; DO: Desova ocasional; MI: Maturação incipiente e SAR: Sem atividade reprodutiva) e valores do Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) das espécies, por ponto de amostragem da sub-bacia do Alto Contas. Código correspondente às espécies apresentadas na Tabela 2. 74

Tabela 8. Categorias reprodutivas (DM: Desova massiva; DO: Desova ocasional; MI: Maturação incipiente e SAR: Sem atividade reprodutiva) e valores do Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) das espécies, por ponto de amostragem da sub-bacia do rio Gongogi. Código correspondente às espécies apresentadas na Tabela 2. 74

Tabela 9. Regressão múltipla entre o Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) e as variáveis abióticas dos pontos de amostragem avaliados nas sub-bacias do Alto Contas e do rio Gongogi, bacia do rio de Contas. 74

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	5
2. REFERENCIAL TEÓRICO	6
2.1. Ambientes aquáticos Continentais Neotropicais	6
2.2. Bacias hidrográficas brasileiras	7
2.3. A bacia do rio de Contas	8
2.4. Rios e riachos da Caatinga	9
2.5. Rios e riachos da Mata Atlântica	11
2.6. Reprodução de peixes	12
3. OBJETIVOS	15
3.1. Geral	15
3.2. Específicos	16
Referências bibliográficas	17
CAPÍTULO 1: PERÍODO REPRODUTIVO DE POPULAÇÕES DE PEIXES DA BACIA DO RIO DE CONTAS, ESTADO DA BAHIA, NORDESTE DO BRASIL...	25
Resumo	25
Introdução	26
Materiais e métodos	27
2.1. Área de estudo	27
2.2. Delineamento amostral	28
2.3. Coleta do material biológico	28
2.4. Análise de dados	29
Resultados	30
Discussão	40
Grupo 1	40
Grupo 2	44
<i>Astyanax lacustris</i> e <i>Psalidodon fasciatus</i> : Alto Contas x Gongogi	47
Referências bibliográficas	51
CAPÍTULO 2: INTENSIDADE REPRODUTIVA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA BACIA DO RIO DE CONTAS, ESTADO DA BAHIA, NORDESTE DO BRASIL	59
Introdução	60

Materiais e métodos.....	61
2.1. Área de estudo.....	61
2.2. Delineamento Amostral.....	62
2.3. Coleta do material biológico.....	63
2.4. Análise de dados.....	63
Resultados.....	66
Discussão.....	75
Referências bibliográficas.....	79
CONCLUSÕES GERAIS.....	83



1. INTRODUÇÃO

Os peixes congregam atualmente cerca de 34500 espécies (Froese & Pauly, 2021), correspondendo a mais da metade de todas as espécies de vertebrados conhecidas. Parte desse sucesso se dá à diversidade de estratégias reprodutivas desenvolvidas pelo grupo, que englobam táticas extremas e, embora estas possam variar em função do ambiente, algumas são conservativas (Wootton, 2014).

De forma geral, ao atingir a fase adulta, as relações dos organismos com o ambiente variam em importância; os processos de crescimento e acúmulo de reservas energéticas, bem como a intensidade com que os peixes irão explorar os recursos, serão característicos para cada período do seu desenvolvimento (Vazzoler, 1996). Estímulos ambientais como temperatura e fotoperíodo passam a atuar no sentido de desencadear o início do desenvolvimento gonadal. Por outro lado, o aumento dos níveis pluviométricos, que resultarão em cheias em rios e riachos, sinaliza condições favoráveis à época de desova, sendo este um fator fundamental, uma vez que proporciona maiores taxas de sobrevivência e de crescimento da prole (Bailey *et al.* 2008; Wootton, 2014; Oliveira *et al.* 2020; Neves *et al.* 2020).

A maioria das espécies de peixes Neotropicais mostra uma periodicidade em seu processo reprodutivo, iniciando seu desenvolvimento gonadal em uma época anterior àquela de reprodução e completando sua maturação gonadal no momento em que as condições ambientais forem adequadas à fecundação e desenvolvimento de sua prole (Vazzoler, 1996). Apesar deste padrão ser bem estabelecido, cada espécie apresenta, dentro do período reprodutivo, exigências específicas em relação às condições abióticas e bióticas, como qualidade de água, disponibilidade de alimento e refúgio para a prole.

De um ponto de vista prático, o conhecimento das táticas reprodutivas é de extrema importância para a compreensão das estratégias de ciclo de vida das espécies, sendo um elemento indispensável para conduzir as medidas de administração, manejo e preservação da ictiofauna frente aos impactos determinados por ações antrópicas (Vazzoler & Menezes, 1992).

Este trabalho faz parte de um projeto maior contendo pesquisas que analisam outros aspectos ecológicos da ictiofauna de duas sub-bacias do Rio de Contas. Silva (2015) avaliou a composição da ictiofauna de riachos ao longo da bacia e verificou a importância de variáveis ambientais em escala local, regional e espacial sobre a organização taxonômica e funcional das espécies de peixes das sub-bacias do Gongogi

(Mata Atlântica) e Alto Contas (Caatinga – Chapada Diamantina), demonstrando que a bacia exibe conjuntos ictiofaunísticos distintos entre as duas sub-bacias, mas que em termos funcionais são similares. Barreto (2016) deu continuidade ao estudo conduzido por Silva (2015), quando analisou a dieta e estrutura trófica da ictiofauna de riachos comparando as duas sub-bacias citadas. Neste estudo a autora demonstrou que a representatividade das guildas tróficas varia em função de características locais e que, de forma geral, as duas sub-bacias avaliadas exibem estrutura trófica similar, apesar de ictiocenoses distintas.

Apesar destes, e vários outros estudos realizados na bacia, nenhum se debruçou acerca da história de vida dos peixes, em especial à reprodução, sendo esta uma lacuna significativa, a qual limita a adoção de estratégias voltadas para a manutenção das populações de peixes do rio de Contas. Sendo assim, o escopo deste estudo consiste em analisar a estrutura reprodutiva de 37 espécies pertencente às ordens Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Cyprinodontiformes e Cichliformes, que compõe grande parte da diversidade de peixes tropicais (Lowe-McConnell, 1999.).

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. *Ambientes aquáticos Continentais Neotropicais*

Ambientes tropicais são tipicamente diversificados, apresentando um grande número de espécies, além de relações ecológicas bem mais complexas, em comparação com ambientes de zona temperada (Lowe-McConnell, 1999). A região Neotropical abrange os ambientes continentais que compreendem o extremo sul da América do Norte e toda a América Central e do Sul, representando a região mais diversa do planeta, com mais de 8.000 espécies de peixes (Dagosta & De Pinna, 2019). O fato de apresentar alta biodiversidade e modelos climáticos e fisiográficos variados, faz com que a região Neotropical se torne emblemática em estudos de padrões de distribuição de espécies (Goldani, 2012). Não obstante, muitos desses ambientes são extremamente sujeitos a interferência de natureza antrópica.

Os ambientes de água doce do mundo, como lagos, rios e zonas úmidas e as diversas comunidades que são por eles abrigadas podem ser os mais ameaçados de todos, devido principalmente ao crescimento populacional humano, que ocasiona o aumento do consumo de recursos não renováveis e a rápida degradação e distúrbios generalizados dos

sistemas naturais (Abell *et al.* 2008). Esses ecossistemas estressados suportam uma proporção consideravelmente alta de biodiversidade do planeta, mas em termos de área e volume ocupam apenas 0,8% da superfície e 0,01% do volume de água da Terra (Dudgeon *et al.* 2020).

De forma geral, os ambientes de água doce podem ser classificados em ambientes lóticos (lagos, lagoas e pântanos) e lênticos (rios e riachos), sendo que em zonas tropicais estes estão imersos em um ambiente caracterizado por altas temperaturas, chuvas que se concentram principalmente no solstício e sazonalidade do regime de cheia determinada pela latitude (Lowe-McConnell, 1999). Cabe salientar que as inundações nos trópicos estão entre os principais gatilhos de reprodução para um grande número de espécies de peixes (Andrade & Braga, 2005; Caramaschi & Brito, 2021; Portella *et al.* 2021).

2.2. *Bacias hidrográficas brasileiras*

Uma bacia hidrográfica é uma área de captação natural de água proveniente da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, sendo composta por um conjunto de superfícies de rede de drenagem que dão origem a um rio principal e seus afluentes (Tucci, 2007). Estas grandes áreas têm sido incorporadas como preferenciais para o gerenciamento de recursos hídricos, visto que, a partir da década de 80, em virtude da modernização dos modelos de gestão de água foi adotado o conceito de sustentabilidade, resultando em maior importância a gestão ambiental e da água nas políticas públicas de desenvolvimento de vários países (Magalhães Jr. 2007).

As bacias hidrográficas podem ser estudadas no contexto de ecorregião aquática, sendo definidas com unidades geoespaciais amplamente reconhecidas, aplicadas ao contexto de conservação (Abell *et al.* 2008). O território brasileiro abrange um total de 25 ecorregiões aquáticas (MMA, 2009). Estas sub-unidades foram classificadas com a finalidade de identificar alvos de conservação e as interações ecológicas que subsidiam a biodiversidade aquática, assim como detectar e avaliar a origem e magnitude das ameaças que afetam a dinâmica dos ecossistemas aquáticos para implementar estratégias de conservação e mitigação dos impactos (MMA, 2009).

A concepção vigente de que os recursos hídricos devem ser geridos considerando estreita inter-relação com outros elementos do meio como os solos, a vegetação, a topografia e com as ações de natureza antrópica que alteram as condições de funcionamento dos sistemas naturais, são fundamentais para o entendimento a respeito

das perturbações que afetam diretamente a qualidade e a quantidade de água disponível em uma bacia (Glória *et al.* 2017). Tais componentes ambientais não poderiam ser entendidos isoladamente, sendo indispensável o reconhecimento das suas interfaces, de suas relações com o meio para o entendimento da dinâmica ambiental (Carvalho, 2014).

Um dos maiores obstáculos na legitimação de implemento metodológico para o estudo das bacias hidrográficas está relacionado a variedade de dimensões e expressões espaciais por elas apresentadas (Botelho & Da Silva, 2004). Assunto muito relevante no Brasil, em consequência da diversidade de biomas, onde é observado desde bacias com grandes dimensões e volume hidrológico como a do rio Amazonas no norte do país, até pequenas bacias litorâneas no semiárido nordestino (Carvalho, 2014).

2.3. A bacia do rio de Contas

A bacia hidrográfica do rio de Contas integra o conjunto de bacias da região hidrográfica do Atlântico Leste (CNRH, 2003), apropriando-se de uma área de 55.483 km², a qual engloba cerca de 76 municípios (INEMA, 2021). Sua nascente tem origem na Serra das Almas, na Chapada Diamantina, onde predomina o bioma Caatinga, representando cerca de 75% da área. Ao adentrar na bacia, em direção ao litoral há o predomínio de matas litorâneas da região cacaueira, imersas no bioma Mata Atlântica (Severi *et al.* 2010). O clima predominante é quente, com média anual variando entre 19,8 e 27,7°C, onde os meses de maior evaporação são de agosto a outubro e os de menor de abril a junho. O período chuvoso é sazonal e se concentra no verão (trimestre novembro/dezembro/janeiro), com picos nos meses de dezembro a janeiro, e um período seco no inverno (trimestre junho/julho/agosto) (Severi *et al.* 2010). Nos trechos superior e médio da bacia, manifestam-se áreas antropizadas, caracterizadas pela atividade agrícola onde suas águas são utilizadas tanto para o abastecimento quanto para atividades de cultivo, e na parte inferior estão presentes áreas remanescentes de Mata de Cacau, além de Mata Atlântica (INEMA, 2021).

O rio de Contas possui grande riqueza de espécies de peixes acompanhado de um elevado grau de endemismo, tornando-o extremamente importante, tanto em termo regional como nacional (Camelier & Zanata, 2014). Essa diversidade de espécies que tem sido encontrada na bacia em questão, tem chamado o interesse de ictiólogos. Em virtude desse envolvimento por parte dos pesquisadores, diversas espécies foram descritas na última década (*e.g.* *Hyphessobrycon brumado* Zanata & Camelier 2009, *Hasemania*

piatan Zanata & Serra 2010 e *Cyphocharax pinnilepis* Vari, Zanata & Camelier 2010; *Trichomycterus tete* Barbosa & Costa 2011, *Gymnotus interruptus* Rangel-Pereira 2012, *Leporinus brinco* Birindelli, Britski & Garavello 2013, *Ituglanis agreste* Lima *et al.* 2013; *Nematocharax varii* Barreto *et al.* 2018; *Hypomasticus santanai* Birindelli & Melo 2020; *Megaleporinus gaiero* Birindelli, Britski & Ramirez 2020). Ademais, alguns estudos atentaram para a estrutura cromossômica e genética de algumas populações de peixes do rio de Contas, sugerindo a existência de várias unidades evolutivas pertencentes a espécies crípticas, contribuindo ainda para o melhor entendimento biogeográfico da bacia. [e.g. *Astyanax* spp. (Pamponet *et al.* 2008; Medrado *et al.* 2008; Medrado *et al.* 2012; Medrado *et al.* 2015), *Hoplias* gr. *malabaricus* (Jacobina *et al.* 2011); *Hypostomus* spp. (Bitencourt *et al.* 2011 a e b) *Geophagus* gr. *brasiliensis* (Oliveira *et al.* 2016; Souza *et al.* 2018), *Nematocharax venustus* (Barreto *et al.* 2016 a e b), (Barreto *et al.* 2020); *Lygnobrycon myersi* (Rodrigues *et al.* 2016). Ainda, outros resgataram informações acerca da composição de peixes nos reservatórios da Bacia (Severi *et al.* 2010) e sobre alguns aspectos da biologia de algumas espécies; *Pygocentrus piraya* e *Serrasalmus brandtii* (Trindade & Jucá-Chagas, 2008); *Hemigrammus marginatus* (Barreto *et al.* 2018). Por fim, e não menos importante, alguns trabalhos têm chamado a atenção sobre o endemismo que a bacia do rio de Contas exhibe (Silva *et al.* 2020; Souza *et al.* 2020), evidenciando cada vez mais a importância de conservar a sua ictiofauna e a necessidade de estudos envolvendo a biodiversidade.

2.4. Rios e riachos da Caatinga

Por muito tempo a Caatinga foi retratada como um ambiente pobre e desinteressante, do ponto de vista ecológico (Sena, 2011), mas graças aos estudos feitos nas últimas décadas, esse bioma tem ganhado cada vez mais atenção por parte de pesquisadores (Sena, 2011; Tabarelli *et al.* 2018). De maneira geral, a Caatinga caracteriza-se por apresentar um clima semiárido, com longos períodos de seca e regimes irregulares de chuvas. Apesar desse conjunto de características climáticas ocorrer também em várias partes do mundo, o que torna esse bioma único é o fato de abrigar uma alta diversidade de espécies, sendo muitas delas exclusivas (Chellappa *et al.* 2009; Sena, 2011; Albuquerque *et al.* 2012; Camelier & Zanata 2014).

As recentes descobertas da diversidade de espécies que a Caatinga apresenta, bem como grau de endemismo considerável, sugerem a necessidade de maior conhecimento

da sua fauna nativa (Lima *et al.* 2017). Dentre todos, esse é o bioma menos estudado entre as regiões fitogeográficas brasileiras e consequentemente o menos protegidos pelas unidades de conservação (Leal *et al.* 2005). Albuquerque *et al.* (2012) apontam alguns dos avanços em relação ao conhecimento da ictiofauna da Caatinga, porém a maioria das informações adquiridas até o momento se encontram restritas na literatura cinzenta, e para isso, Lima *et al.* (2017) chamam a atenção a respeito da necessidade de disponibilização destes dados em plataformas online que sejam destinadas ao público geral. Apesar de grande parte da Caatinga ter sido inventariada, algumas áreas precisam ser melhor amostradas, enquanto outras encontram-se praticamente ou totalmente inexploradas, sugerindo consequentemente a necessidade de mais pesquisas a fim de agregar informações ao conhecimento sistemático da ictiofauna de água doce das ecorregiões da Caatinga e biomas adjacentes, ao passo que mais espécies endêmicas possam ser reveladas (Lima *et al.* 2017).

Sena (2011) argumenta que a gênese de espécies endêmicas no bioma Caatinga se deu por pressões de variações no clima, permitindo que apenas populações bem adaptadas pudessem ter sucesso frente à deficiência de água em períodos secos; o contato com formações vizinhas como o Cerrado e as florestas amazônica e atlântica contribuiu significativamente para a formação deste panorama de condições tão específicas, onde surgiram espécies endêmicas. Além disso, de acordo com o mesmo autor, este bioma é centro de diversificação de muitas interações ecológicas raras, demonstrando uma fauna de peixes em grande parte, adaptada às condições de semiárido onde durante a estação seca sobrevivem em lagoas mais profundas ao longo dos canais dos rios, nascentes perenes e represas (Lima *et al.* 2017).

A Caatinga abriga uma rede hidrográfica modesta pelo fato de apresentar poucos rios perenes (Rosa *et al.* 2003), tendo como principais os rios São Francisco e Parnaíba (Chellappa *et al.* 2009). As bacias hidrográficas que se encontram sob o domínio da Caatinga apresentam condições específicas como o regime intermitente e sazonal dos seus rios, refletindo a escassez e irregularidade pluviométrica, associadas a altas taxas de evaporação (Leal *et al.* 2003). Essas bacias podem ser fragmentadas em quatro regiões hidrográficas que apresentam diferentes características hidrológicas e com diferentes graus de abrangência da Caatinga, sendo elas: Maranhão-Piauí, Nordeste Médio-Oriental, São Francisco e bacias do Leste (Lima *et al.* 2017).

Em meio a essas características particulares relacionadas a sua hidrologia, temos uma ictiofauna ainda pouco conhecida. Os estudos pioneiros sobre a peixes da Caatinga

mostram que foram coletados espécimes em diversas localidades do bioma nos estados da Bahia, Ceará, Piauí e Maranhão durante os anos de 1818 e 1819 (ver Rosa *et al.* 2003). Pesquisas recentes (Lima *et al.* 2017; Costa *et al.* 2018; Barreto *et al.* 2018; Berbel-Filho *et al.* 2018; Oliveira-Silva *et al.* 2018; Rodrigues-Filho *et al.* 2018) demonstram avanço no conhecimento acerca das espécies de peixes desse bioma, apesar de ainda serem insuficientes para responder muitas questões. Com base nos trabalhos que temos até então é possível afirmar que a Caatinga demonstra um grande potencial em relação ao estudo tanto de espécies animais como vegetais e suas interações ecológicas, portanto é fundamental que esse bioma seja melhor explorado, dentre várias questões relevantes, para que possam ser implementadas medidas de conservação da sua biodiversidade.

2.5. Rios e riachos da Mata Atlântica

A Mata Atlântica está incluída entre os principais “hotspots” (centros de altíssima biodiversidade) do planeta (Franke, 2005), comportando uma ictiofauna diversa, estimada em 259 espécies, distribuídas em 89 gêneros e 21 famílias (Abilhoa *et al.* 2011), sendo este um grupo bem representativo desse bioma.

Dentre os animais da Mata Atlântica, os peixes de riachos são os menos conhecidos do público em geral, pelo fato de habitarem ambientes restritos, serem pequenos e com hábitos crípticos, camuflando-se sob as pedras e a vegetação (Oyakawa *et al.* 2006; Menezes *et al.* 2007). O tamanho reduzido, torna esses organismos desinteressantes para a pesca e, por apresentarem uma coloração que se confunde com o fundo dos riachos, dificilmente são visíveis, passando muitas vezes despercebidos, principalmente para quem se encontra fora da água (Oyakawa *et al.* 2006). O crescente número de espécies descritas nas últimas décadas encoraja o acréscimo de estudos para subsidiar medidas de conservação para estes ambientes (Miranda, 2012).

O status de conservação da Mata Atlântica é definido como crítico (Araújo-Lima *et al.* 2004), uma vez que riscos para a sua fauna e flora podem afetar toda a dinâmica ecossistêmica ocasionando em alguns casos danos irreparáveis, devido a ações de natureza antrópica. A perda de vegetação marginal de riachos também pode ser vista como um significativo elemento no declínio da quantidade de espécies de peixes, sendo importantes também como áreas de abrigo e alimentação (Miranda, 2012).

O bioma Mata Atlântica é caracterizado por abrigar uma complexa rede de bacias hidrográficas. Sete das nove grandes bacias hidrográficas do Brasil, alimentadas pelos

rios São Francisco, Paraíba do Sul, Doce, Ribeira de Iguape e Paraná estão localizados, ao menos em parte, na Mata Atlântica (IBF, 2019), sendo este um dos maiores agrupamentos contínuos de floresta tropical, provavelmente com a mais longa história geográfica da América Tropical (Franke, 2005). Apresenta grande distribuição de chuvas ao longo do ano, devido a grande umidade do ar trazida pelos ventos marinhos (Franke, 2005), porém a precipitação anual varia de área para área, chegando a atingir 3.500mm ou mais em algumas regiões. Apesar de existir um pico de precipitação no verão (dezembro-fevereiro), a pluviosidade apresenta uma certa constância nas áreas de florestas (Menezes *et al.* 2007).

Diante da abundância hídrica e a consequente diversidade de espécies e habitats aquáticos da Mata Atlântica, o conhecimento a respeito dos efeitos da degradação sobre a ictiofauna ainda se encontra fragmentado, sendo este resultante de mais de 500 anos de ocupação humana (Menezes *et al.* 2007). Estima-se que aproximadamente de 2 a 5% da Mata Atlântica permanece inalterada (Menezes *et al.* 2007), evidenciando a necessidade de mecanismos e estratégias que otimizem a exploração destes ambientes a fim de suprir as lacunas do conhecimento ictiofaunístico de água doce (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2008) e então implementar medidas de conservação, com produto final da obtenção destas informações.

2.6. Reprodução de peixes

O mundo aquático impõe uma grande pressão seletiva as formas de vida que abriga, como a sua forma corporal geral, seu modo de respirar, de se alimentar e principalmente de passar os seus genes adiante por meio da reprodução (Ommanney, 1981). Dessa forma, é de se esperar que um grupo de organismos tão surpreendentemente variado, tal como os peixes, apresente meios complexos e inusitados de assegurar a continuidade das espécies (Ommanney, 1981).

Dois padrões temporais reprodutivos podem ser aplicados na história de vida de plantas e animais, abrangendo os teleósteos (Wootton, 1998). Espécies semélparas são caracterizadas por atingir a maturidade sexual, reproduzir uma vez e em seguida morrer, em contraste para as espécies iteróparas, após a primeira reprodução existe a probabilidade de reproduzirem novamente (Wootton, 2014). Em relação ao tipo de desova, é importante ressaltar que espécies semélparas realizam uma única desova,

enquanto as iteróparas realizam múltiplas desovas ao longo da vida que variam em relação a estratégia adotada pela espécie (Vazzoler, 1996).

Os peixes apresentam um ciclo de vida que se estende desde o momento da fecundação até a senilidade e, juntamente a outros processos, ocorrem três eventos básicos: alimentação, crescimento e reprodução (Vazzoler, 1996). No decorrer das fases de vida dos peixes, as relações com o meio ambiente variam em importância; durante a fase de ovo, assim como na fase larvária, a proteção e respiração tornam-se essenciais para a sobrevivência do indivíduo. Na fase pós-larva e jovem, a proteção e respiração também são importantes, mas a alimentação se torna mais. Ao chegar na fase adulta os peixes passam a investir quase que exclusivamente na alimentação e reprodução e na fase senil o investimento maior volta a ser em alimentação (Vazzoler, 1996).

A fase adulta traz consigo a necessidade de recrutar indivíduos que serão responsáveis por dar origem a uma prole, de modo que o momento da reprodução tende a maximizar a aptidão individual das espécies em função do tempo, tanto em relação a sobrevivência da prole (Lowerre-Barbieri *et al.* 2011) quanto para o sucesso reprodutivo em reproduções futuras, no caso de espécies iteróparas (Wootton & Smith, 2014).

Para muitas populações, existe um período anual em que os indivíduos são sexualmente ativos, o qual é definido como reprodutivo, e tende a ser melhor delimitado em latitudes mais altas (Wootton & Smith, 2014). Grande parte da ictiofauna neotropical é composta por espécies que se reproduzem no início da estação de cheias, uma vez que o período de águas altas é crucial para alimentação e crescimento de indivíduos em fase inicial de vida, bem como para o acúmulo de lipídios, os quais têm papel importante como fonte energética para a vitelogênese e migração reprodutiva para algumas espécies, a fim de garantir a sobrevivência durante o período de seca, quando geralmente ocorre a diminuição na disponibilidade de recursos alimentares (Lowe-McConnell, 1999).

As variáveis que determinam o local e o período que cada espécie se reproduz são denominados fatores terminais, sendo estes importantes para os indivíduos jovens, uma vez que atuam proporcionando condições adequadas ao desenvolvimento e crescimento (Wootton & Smith, 2014). Os fatores proximais são responsáveis por regular os processos fisiológicos, que desencadeiam a reprodução, agindo ao longo do ciclo de vida dos indivíduos. A diferença é que enquanto os fatores finais agem como agentes seletivos que guiam mudanças adaptativas, os fatores proximais são detectados pelo Sistema Nervoso Central (SNC) que age em resposta a agentes como o fotoperíodo, temperatura, ciclos lunares e marés (se tratando de peixes marinhos), composição química da água e taxa de

fluxo da água, por exemplo (Wootton & Smith, 2014). Existem ainda os fatores modificadores que podem acelerar ou desacelerar a velocidade dos processos, os quais são regulados tanto por fatores proximais como finais (Munro, 1990).

A duração do período reprodutivo pode variar de 1 a 12 meses, de acordo com a espécie. Vazzoler (1996) ao estudar a ictiofauna do Alto Rio Paraná definiu seus respectivos períodos reprodutivos, observando que a maioria das espécies (63%) apresenta período reprodutivo curto (de 1-4 meses), seguindo aquelas (32%) com período médio (de 5-7 meses), por fim as mais raras (5,7%) com período longo (de 8-9 meses).

Cada espécie apresenta um conjunto de características que será responsável por garantir o seu sucesso reprodutivo. Essas características são denominadas táticas reprodutivas e a combinação destas, resultará em um padrão geral por espécie, denominado estratégia reprodutiva (Vazzoler, 1996). Winemiller (1989), ao avaliar a relação entre a história de vida e características do habitat, reconheceu três padrões reprodutivos para as espécies de água doce Neotropicais: estratégia de equilíbrio (caracterizada pela presença de cuidado parental e reprodução não-sazonal), estratégia oportunista (caracterizada pela capacidade de colonização rápida, maturação precoce e reprodução contínua) e estratégia sazonal (caracterizada pela reprodução sincronizada com a estação chuvosa, alta fecundidade, ausência de cuidado parental e deslocamentos reprodutivos). Posteriormente, Winemiller & Rose (1992), aprimoraram a proposta anterior, discutindo a existência de um contínuo entre os extremos desse sistema triangular de estratégias.

De acordo com Vazzoler (1996), para determinar a estratégia reprodutiva de uma espécie íctica, são utilizados dois métodos: a avaliação da associação de dados sobre frequência de indivíduos com gônadas classificadas macroscopicamente como maduras e sobre valores da relação gonadosomática (peso da gônada dividido pelo peso do peixe), permitindo desta forma detectar a presença e frequência de indivíduos prontos para reproduzir na área amostrada (Vazzoler *et al.* 1989; Vazzoler & Agostinho, 1991). A identificação de categorias reprodutivas e informações sobre a partição do ecossistema em compartimentos resultam de informações que são obtidas a partir do Índice de Intensidade Reprodutiva, o qual permite caracterizar a comunidade quanto ao uso dos recursos do sistema em seu processo reprodutivo (Vazzoler, 1996).

Diferentes estratégias reprodutivas são adotadas pelas espécies, em resposta a condições meio (Zanatta *et al.* 2013), onde os fatores ambientais desempenham papel fundamental na temporização dos ciclos reprodutivos (Bye, 1984). As características do

corpo d'água condicionam o padrão reprodutivo das espécies (Suzuki & Agostinho, 1997), de modo que alterações ambientais, na melhor das hipóteses, podem ocasionar mudanças nas táticas de reprodução, estimulando um “estágio de vida de emergência” (Wootton & Smith, 2014).

Essas perturbações em casos mais extremos, geram estresse, trazendo uma resposta em indivíduos que experimentam a perturbação, e como consequência são materializados efeitos adversos, como falha na maturação das gônadas, diminuição do nível de hormônios gonadais, redução do tamanho dos ovócitos, entre outros (Leatherland *et al.* 2010). Alterações de habitats aquáticos têm sido constantemente atribuídos à natureza antropogênica, e as espécies que vivem nestes ambientes têm sido sujeitas a enfrentar condições desfavoráveis a sua sobrevivência.

Tais alterações, têm comprometido severamente a proteção da biodiversidade, afetando populações de diferentes espécies, seja de forma direta ou indireta, de modo a ocasionar extinções à medida que as mortes superam os nascimentos (Ricklefs, 1996). Iniciativas para a preservação de organismos aquáticos como os peixes são de fundamental importância, sendo estes correspondentes a mais da metade dos vertebrados existentes, porém pouco considerados em estimativas de biodiversidade (Rosa & Menezes, 1996). Em relação aos ecossistemas aquáticos e os organismos que neles ocorrem, poucos são os casos em que estes ambientes foram levados em consideração pelas unidades de conservação, e medidas de conservação são incorporadas apenas quando se tem informações acerca da história de vida das espécies, sendo estas fundamentais para o delineamento de estratégias de manejo das espécies (Cetra *et al.* 2010).

3. OBJETIVOS

3.1. Geral

Avaliar aspectos da reprodução da ictiofauna de riachos do rio de Contas como forma de determinar a estratégia reprodutiva de cada espécie, a fim de verificar se a estrutura reprodutiva varia entre as sub-bacias do Alto Contas e do Gongogi.

3.2. Específicos

- ✓ Determinar o período reprodutivo das espécies mais abundantes e verificar se existe variação entre as mesmas.
- ✓ Estimar a intensidade reprodutiva das assembleias de peixes analisadas e verificar se varia ao longo do ano e/ou entre as sub-bacias avaliadas.

O presente estudo foi organizado em dois capítulos, como segue:

CAPÍTULO 1: PERÍODO REPRODUTIVO DE POPULAÇÕES DE PEIXES DA BACIA DO RIO DE CONTAS, ESTADO DA BAHIA, NORDESTE DO BRASIL

CAPÍTULO 2: INTENSIDADE REPRODUTIVA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA BACIA DO RIO DE CONTAS, ESTADO DA BAHIA, NORDESTE DO BRASIL

Referências bibliográficas

- ABELL, R.; M. L. THIEME; C. REVENGA; M. BRYER; M. KOTTELAT; N. BOGUTSKAYA; B. COAD; N. MANDRAK; S. C. BALDERAS; W. BUSSING; M. L. J. STIASSNY; P. SKELTON; G. R. ALLEN; P. UNMACK; A. NASEKA; R. NG; N. SINDORF; J. ROBERTSON; E. ARMIJO; J. V. HIGGINS; J. J. HEIBEL; E. WIKRAMANAYAKE; D. OLSON; H. L. LÓPEZ; R. E. REIS; J. G. LUNDBERG; M. H. SABAJ-PÉREZ & P. PETRY. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, vol. 58, no. 5, p. 403-414.
- ABILHOA, V., BRAGA, R. R., BORNATOWSKI, H., & VITULE, J. R. 2011. Peixes dos córregos Mata Atlântica: padrões ecológicos e conservação. *Mudança da diversidade no ambiente em mudança*, no. 1, p. 259-282.
- ALBUQUERQUE, U. P., DE LIMA ARAÚJO, E., EL-DEIR, A. C. A., DE LIMA, A. L. A., SOUTO, A., BEZERRA, B. M., ... & SEVERI, W. 2012. Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. *The Scientific World Journal*, vol. 2012.
- ANDRADE, P. M., & BRAGA, F. M. D. S. 2005. Reproductive seasonality of fishes from a lotic stretch of the Grande River, high Paraná river basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 65, no. 3, p. 387-394.
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M., HIGUCHI, N. & BARRELLA, W. 2004. Fishes-forestry interactions in tropical South América. In *Fishes and forestry* (T.G. Northcote & G.F. Hartman, eds.). Blackwell Science, Vancouver, p. 511-534.
- BAILLY, D., AGOSTINHO, A. A., & SUZUKI, H. I. 2008. Influência do regime de inundação na reprodução de espécies de peixes com diferentes estratégias reprodutivas no Rio Cuiabá, Alto Pantanal, Brasil. *Pesquisa e Aplicações Fluviais*, vol. 24, no.9, p. 1218-1229.
- BARBOSA, M. A., & COSTA, W. J. E. M. 2011. Description of a new species of the catfish genus *Trichomycterus* (Teleostei: Siluriformes: Trichomycteridae) from the rio de Contas basin, northeastern Brazil. *Vertebrate Zoology*, vol. 61, no. 3, p. 307-312.
- BARRETO, S. B., CIOFFI, M. B., MEDRADO, A. S., SILVA, A. T., AFFONSO, P. R., & DINIZ, D. 2016. Allopatric chromosomal variation in *Nematocharax venustus*

Weitzman, Menezes & Britski, 1986 (Actinopterygii: Characiformes) based on mapping of repetitive sequences. *Neotropical Ichthyology*, vol. 14.

BARRETO, S. B., SILVA, A. T., BATALHA-FILHO, H., AFFONSO, P. R. A., & ZANATA, A. M. 2018. Integrative approach reveals a new species of *Nematocharax* (Teleostei: Characidae). *Journal of fish biology*, vol. 93, no. 6, p. 1151-1162.

BARRETO, S. B., SILVA, A. T., SOUZA, F. B., & JUCÁ-CHAGAS, R. 2018. Diet of *Hemigrammus marginatus* (Characiformes: Characidae) in the Upper Contas River, Diamantina Plateau (Bahia, Brazil). *Iheringia. Série Zoologia*, vol. 108.

BARRETO, S. B., KNOWLES, L. L., AFFONSO, P. R. A. D. M., & BATALHA-FILHO, H. 2020. Riverscape properties contribute to the origin and structure of a hybrid zone in a Neotropical freshwater fish. *Journal of Evolutionary Biology*, vol. 33, no. 11, p. 1530-1542.

BERBEL-FILHO, W.M., RAMOS, T. P., JACOBINA, U. P., MAIA, D. J., TORRES, R. A., & LIMA, S.M. 2018. As delimitações atualizadas de espécies baseadas em código de barras de DNA revelam incertezas taxonômicas entre peixes de água doce da ecoregião de Caatinga, nordeste do Brasil. *Revista de biologia dos peixes*, vol. 93, no. 2, p. 311-323.

BIRINDELLI, J. L., BRITSKI, H. A., & GARAVELLO, J. C. 2013. Two new species of *Leporinus Agassiz* (Characiformes: Anostomidae) from eastern basins of Brazil, and redescription of *L. melanopleura* Günther. *Neotropical Ichthyology*, vol. 11, p. 9-23.

BIRINDELLI, J. L., BRITSKI, H. A., & RAMIREZ, J. L. 2020. A new endangered species of *Megaleporinus* (Characiformes: Anostomidae) from the Rio de Contas basin, eastern Brazil. *Journal of fish biology*, vol. 96, no. 6, p. 1349-1359.

BIRINDELLI, J. L., MELO, B. F., RIBEIRO-SILVA, L. R., DINIZ, D., & OLIVEIRA, C. 2020. A new species of *Hypomasticus* from eastern Brazil based on morphological and molecular data (Characiformes, Anostomidae). *Copeia*, vol. 108, no. 2, p. 416-425.

BITENCOURT, J. D. A., AFFONSO, P. R. A. D. M., GIULIANO-CAETANO, L., & DIAS, A. L. 2011. Identification of distinct evolutionary units in allopatric populations of *Hypostomus cf. wuchereri* Günther, 1864 (Siluriformes: Loricariidae): karyotypic evidence. *Neotropical Ichthyology*, vol. 9, 317-324.

BOTELHO, R. G. M.; DA SILVA, A. S. 2004. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. Reflexões sobre a geografia física no Brasil. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

BYE, V. J. 1984. The role environmental factors in the timing of reproductive cycles. In: Fish reproduction: strategies and tactics. Eds.: G. W. Potts and R.J. Wootton. London/ New York: Academic Press, p. 187-206.

CAMELIER, P., & ZANATA, A. M. 2014. Biogeography of freshwater fishes from the Northeastern Mata Atlântica freshwater ecoregion: distribution, endemism, and area relationships. Neotropical Ichthyology, vol. 12, no. 4, p. 683-698.

CARVALHO, R. G. 2014. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. Caderno Prudentino de Geografia, 1(36), 26-43.

CARAMASCHI, E. P. ; BRITO, MARCELO F.G. . REPRODUÇÃO DE PEIXES DE RIACHO: ESTADO DA ARTE, MÉTODOS E PERSPECTIVAS. 2021. Oecologia Australis, vol 25, p. 323-343.

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, vol. 5, no. 1, p. 11-21.

CHELLAPPA, S., BUENO, R. M., CHELLAPPA, T., CHELLAPPA, N. T., & E VAL, V. M. F. A. 2009. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. Limnologica, vol. 39, no. 4, p. 325-329.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. 2003. Institui a Divisão Hidrográfica nacional. Resolução N° 32, de 15 de outubro de 2003 <<https://cnrh.mdr.gov.br/resolucoes/74-resolucao-n-32-de-15-de-outubro-de-2003/file>> Acesso em 23 de março de 2021.

COSTA, W. J., AMORIM, P. F., & MATTOS, J. L. O. 2018. Padrões históricos sincrônicos da diversificação de espécies em killifishes aplocheilóides sazonais da caatinga brasileira semiárida, vol. 13, no. 2.

DAGOSTA, F. C., & DE PINNA, M. 2019. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. Bulletin of the American Museum of Natural History, vol. 2019, no. 431, p. 1-163.

DUDGEON, D. 2020. Biodiversidade de água doce. Cambridge University Press.

FRANKE, C. R., ROCHA, P. L. B. D., KLEIN, W., & GOMES, S. L. 2005. Mata Atlântica e biodiversidade.

FROESE, R., & PAULY, D. 2021. FishBase. Publicação Eletrônica Web Da World Wide. Disponível em: <www.fishbase.org>. Acesso em 07 de julho de 2021.

GLORIA, L. P., HORN, B. C., & HILGEMANN, M. 2017. Avaliação da qualidade da água de bacias hidrográficas através da ferramenta do Índice de Qualidade da Água-IQA. Revista Caderno Pedagógico, vol. 14, no. 1.

GOLDANI, Â. 2012. Biogeografia histórica da região Neotropical: Análise de parcimônia de endemismo com dados distribucionais de peixes. Revista Eletrônica de Biologia (REB). ISSN 1983-7682, vol. 5, no. 3, p. 12-41.

INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS. Bioma Mata Atlântica. 2019. Disponível em: <<https://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica>>. Acesso em 07 de julho de 2021.

INEMA. Comitê da Bacia Hidrográfica do rio de Contas. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2021. Disponível em <<http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/comites-de-bacias/comites/cbh-contas/>>. Acesso em 03 fev de 2021.

JACOBINA, U. P., PAIVA, E., & DERGAM, J. A. 2011. Pleistocene karyotypic divergence in *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)(Teleostei: Erythrinidae) populations in southeastern Brazil. Neotropical Ichthyology, vol. 9, p. 325-333.

LEAL, I. R., SILVA, J. D., TABARELLI, M., & LACHER JR., T. E. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. Megadiversidade, vol. 1, no. 1, 139-146.

LEATHERLAND, J. F., LI, M., & BARKATAKI, S. 2010. Stressors, glucocorticoids and ovarian function in teleosts. Journal of Fish Biology, vol. 76, p. 1, p. 86-111.

LIMA, S. M., NEVES, C. P., & CAMPOS-PAIVA, R. M. 2013. *Ituglanis agreste*, a new catfish from the rio de Contas basin, northeastern Brazil (Siluriformes: Trichomycteridae). Neotropical Ichthyology, vol. 11, p. 513-524.

LIMA, S. M. Q., RAMOS, T. P. A., DA SILVA, M. J., & DE SOUZA ROSA, R. 2017. Diversity, distribution, and conservation of the Caatinga fishes: advances and challenges. Caatinga, p. 97-131.

LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. p. 534.

LOWERRE-BARBIERI, S.K., GANIAS, K., SABORIDO-REY, F., MURUA, H., & HUNTER, J. R. 2011. Tempo reprodutivo em peixes marinhos: variabilidade, escalas temporais e métodos. Pesca Marinha e Costeira, vol. 3, no. 1, p. 71-91.

MAGALHÃES JR., A. P. 2007. Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

MEDRADO, A. S., FIGUEIREDO, A. V. A., WALDSCHMIDT, A. M., AFFONSO, P. R. A. D. M., & CARNEIRO, P. L. S. 2008. Cytogenetic and morphological diversity in populations of *Astyanax fasciatus* (Teleostei, Characidae) from Brazilian northeastern river basins. *Genetics and Molecular Biology*, vol. 31, p. 208-214.

MEDRADO, A. S., RIBEIRO, M. S., AFFONSO, P. R. A. D. M., CARNEIRO, P. L. S., & COSTA, M. A. 2012. Cytogenetic divergence in two sympatric fish species of the genus *Astyanax* Baird and Girard, 1854 (Characiformes, Characidae) from northeastern Brazil. *Genetics and molecular biology*, vol. 35, p. 797-801.

MEDRADO, A. S., DE MELLO AFFONSO, P. R. A., CARNEIRO, P. L. S., VICARI, M. R., ARTONI, R. F., & COSTA, M. A. 2015. Allopatric divergence in *Astyanax aff. fasciatus* Cuvier, 1819 (Characidae, Incertae sedis) inferred from DNA mapping and chromosomes. *Zoologischer Anzeiger-A Journal of Comparative Zoology*, vol. 257, p. 119-129.

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.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2009. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. Departamento de Recursos Hídricos, Brasília, Distrito Federal, Brasil.

MIRANDA, J. C. 2012. Ameaças aos peixes de riachos da Mata Atlântica. *Natureza online*, vol. 10, no. 3, p. 136-139.

MUNRO, A. D., SCOTT, A. P., & LAM, T. J. 1990. Reproductive seasonality in teleosts: environmental influences.

NEVES, J.B., GUBIANI, É. A., LEANDRO DA SILVA, P. R., BAUMGARTNER, D., & BAUMGARTNER, G. 2020. Reprodução de peixes do Rio Verde, no alto rio Paraná, Brasil. *Revista de Biologia Tropical*, vol. 68, no. 3, p. 833-846.

OLIVEIRA, A. G. D., LOPES, T.M., ANGULO-VALENCIA, M. A., DIAS, R.M., SUZUKI, H. I., COSTA, I.C.B., E AGOSTINHO, A. A. 2020. Relação do recrutamento de peixes de água doce com estratégias reprodutivas distintas e atributos de inundação: Uma visão de longo prazo na várzea do Rio Alto Paraná. *Fronteiras em Ciência Ambiental* vol. 8, no. 1.

OMMANNEY, F. D. 1981. Os peixes. Livraria José Olimpio Editora S.A., Rio de Janeiro, República Federativa do Brasil.

OYAKAWA OT, AKAMA A, MAUTARI KC, NOLASCO JC. 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 Neotrópica.

PAMPONET, V. D. C. C., CARNEIRO, P. L. S., AFFONSO, P. R. A. D. M., MIRANDA, V. S., SILVA JÚNIOR, J. C., OLIVEIRA, C. G. D., & GAIOTTO, F. A. 2008. A multi-approach analysis of the genetic diversity in populations of *Astyanax aff. bimaculatus* Linnaeus, 1758 (Teleostei: Characidae) from Northeastern Brazil. Neotropical Ichthyology, vol. 6, p. 621-630.

PORTELLA, A. C., ARSENTALES, A. D., CAVALLARI, D. E., & SMITH, W. S. 2021. Efeito da sazonalidade na reprodução de peixes Characiformes em um rio Neotropical. Iheringia. Série Zoologia, vol. 111.

RANGEL-PEREIRA, F. D. S. 2012. *Gymnotus interruptus*, a new species of electric fish from the Rio de Contas basin, Bahia, Brazil (Teleostei: Gymnotiformes: Gymnotidae). Vertebrate Zoology, vol. 62, no. 3, p. 363-370.

RICKLEFS, R. E. 1996. A economia da natureza. In A economia da natureza, p. 470..

RODRIGUES, A. D. S., BRANDÃO, J. H. S. G., BITENCOURT, J. D. A., JUCÁ-CHAGAS, R., SAMPAIO, I., SCHNEIDER, H., & AFFONSO, P. R. A. D.M. 2016. Identificação molecular e rastreabilidade do comércio ilegal em *Lignobrycon myersi* (Teleostei: Characiformes), uma espécie de peixe brasileiro ameaçada, utilizando código de barras de DNA. The Scientific World Journal.

ROSA, R.S. & MENEZES, N.A. 1996. Relação preliminar das espécies de peixes (Pisces, Elasmobranchii, Actinopterygii) ameaçadas no Brasil. Revista Brasileira de Zoologia vol. 13, no. 3, p. 647-667.

ROSA, R. S., MENEZES, N. A., BRITSKI, H. A., COSTA, W. J. E. M., & GROTH, F. 2003. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. Ecologia e conservação da Caatinga, vol. 2, p. 135-180.

SARMENTO-SOARES, L. M. & MARTINS-PINHEIRO, R. F. 2008. Rios e Peixes Do Espírito Santo, estado atual do conhecimento da ictiofauna de água doce no Estado, p.17. Disponível em: <http://www.nossacasa.net/biobahia/doc/historicas.pdf>. Acesso em 13 de junho de 2021.

SENA, L. M. M. 2011. Conheça e conserve a Caatinga—O Bioma Caatinga. Fortaleza: Associação Caatinga, vol.1.

SEVERI, W., EL-DEIR, A. C. A., FÉLIX, R. T. S., ARAÚJO, I. M. S., LUZ, S. C. S., NETO, A. V. C., COSTA, B. D. F., JUCÁ-CHAGAS, R & BARRETTO, M. G. 2010.

Composição e Abundância da Ictiofauna na Área de Influência dos Reservatórios de Pedra e Funil, Bacia do Rio de Contas, Bahia. Reservatórios do Nordeste do Brasil: biodiversidade, ecologia e manejo. Canal, p. 541-572.

SILVA, A. T., CHAGAS, R. J., SANTOS, A. C. D. A., ZANATA, A. M., RODRIGUES, B. K., POLAZ, C. N. M., ... & CAMELIER, P. 2020. Freshwater fishes of the Bahia State, Northeastern Brazil. Biota Neotropica, vol. 20.

SOUZA, F.B., SANTOS, A.C. D. A., & SILVA, A. T. D. 2020. Estrutura trófica de ictiodeuna em córregos da bacia do rio Contas, Brasil. Estudos sobre Fauna e Meio Ambiente Neotropical, p. 1-14.

SOUZA, C. R., DE MELLO AFFONSO, P. R. A., DE ARAÚJO BITENCOURT, J., SAMPAIO, I., & CARNEIRO, P. L. S. 2018. Validação de espécies e diversidade enigmática no *Geophagus brasiliensis* Quoy & Gaimard, complexo de 1824 (Teleostei, Cichlidae) das bacias costeiras brasileiras, conforme revelado pelas análises de DNA. Hidrobiologia, vol. 809, no. 1, p. 309-321.

SUZUKI, H. I., & AGOSTINHO, A. A. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo, p. 163-182.

TABARELLI, M.; LEAL, I. R.; SCARANO, F. R.; SILVA, J. M. C. 2018. Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. Ciência e Cultura.

TRINDADE, M. E. D. J., & JUCÁ-CHAGAS, R. 2008. Diet of two serrasalmin species, *Pygocentrus piraya* and *Serrasalmus brandtii* (Teleostei: Characidae), along a stretch of the rio de Contas, Bahia, Brazil. Neotropical Ichthyology, vol. 6, no. 4, p. 645-650.

TUCCI, C. E. M., Hidrologia: ciência e Aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2007.

VARI, R. P., ZANATA, A. M., & CAMELIER, P. 2010. New species of *Cyphocharax* (OSTARIOPHYSI: CHARACIFORMES: CURIMATIDAE) from the rio de Contas drainage, Bahia, Brazil. Copeia, vol. 2010, no. 3, p. 382-387.

VAZZOLER, A. E. A. D. M., MALTA, M. C. C., & AMADIO, S. A. 1989. Aspectos biológicos de peixes amazônicos. XII. Indicadores quantitativos do período de desova das espécies do gênero *Semaprochilodus* (Characiformes, Prochilodontidae) do baixo rio Negro, AM, Brasil, vol. 49, no. 1, p. 175-181.

VAZZOLER, A. D. M., & AGOSTINHO, A. A. 1991. Uma nova abordagem da relação gonadossomática aplicada a teleósteos do alto rio Paraná. Maringá (Brasil): Universidade estadual de Maringá. Resumos, IX Encontro brasileiro de ictiologia, p. 52.

VAZZOLER, A. E. A. M., & MENEZES, N. A. 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). Revista Brasileira de Biologia, vol. 52, no. 4, p. 627-640.

VAZZOLER, A. E. A. M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: Eduem, p. 169.

WINEMILLER, K. O. 1989. Padrões de variação na história da vida entre os peixes sul-americanos em ambientes sazonais. Oecologia, vol. 81, no. 2, p. 225-241.

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, vol. 49, no. 10, p. 2196-2218.

WOOTTON, R.J. 1998. Ecologia de Teleost Fishes. Kluwer Academic Publishers [Fish and Fisheries Series, nº 24], Dordrecht, Holanda.

WOOTTON, R. J., & SMITH, C. 2014. Reproductive biology of teleost fishes. John Wiley & Sons.

ZANATA, A. M., & SERRA, J. P. 2010. *Hasemania piatan*, a new characid species (Characiformes: Characidae) from headwaters of rio de Contas, Bahia, Brazil. Neotropical Ichthyology, vol. 8, p.1, p. 21-26.

ZANATTA, N., DE MELLO CIONEK, V., & BENEDITO, E. 2013. Reproductive strategies of fish populations from three Neotropical streams. Acta Scientiarum. Biological Sciences, vol. 35, no. 2, p.185-194.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

CAPÍTULO 1: PERÍODO REPRODUTIVO DE POPULAÇÕES DE PEIXES DA BACIA DO RIO DE CONTAS, ESTADO DA BAHIA, NORDESTE DO BRASIL

Manuela de Souza Martins^{1*}, André Teixeira da Silva¹, Juliana Zina¹

¹Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Av.

José Moreira Sobrinho, s/n, Jequiezinho, CEP: 45206-190 Jequié, BA, Brasil. (MSM)

manu.smartins228@gmail.com (autora para correspondência), (ATS)

silva.at@gmail.com, (JZPR) juliana.zina@uesb.edu.br.

Resumo

A ictiofauna neotropical caracteriza-se em sua maioria por espécies que demonstram um período reprodutivo cíclico, sendo este demarcado pelo acentuado aumento da atividade reprodutiva, definindo-se por meio da época em que se tem maiores proporções de indivíduos com gônadas maduras, e está fortemente relacionado ao período chuvoso. Com o objetivo de contribuir com o conhecimento acerca da biologia reprodutiva de peixes de riachos da bacia do rio de Contas, foi verificado o período reprodutivo das espécies mais abundantes, representando os dois biomas em que a bacia está inserida. Foram amostrados trechos de riachos pertencentes às sub-bacias do Alto Contas e Gongogi configurando um total de 18 pontos; nove localizados no Alto Contas e nove no Gongogi, ao longo de quatro campanhas trimestrais realizadas entre os meses de novembro de 2012 a novembro de 2013, abrangendo deste modo um ciclo sazonal. A maior proporção de indivíduos em estado reprodutivo (estádio de maturação C, principalmente, ou D) foi observada no período entre nov/mar (campanhas 1 e 2) para a maioria das espécies. A comparação entre as espécies, diferenciando as populações provenientes de diferentes sub-bacias, denotou a formação de dois grandes grupos que distinguiram-se na NMDS indicando que as espécies do grupo 1 exibem menor sazonalidade reprodutiva, comparado às espécies do grupo 2. Entre as sub-bacias estudadas não existe um padrão reprodutivo muito claro, apesar do ambiente de Caatinga (Alto Contas) possuir uma característica mais sazonal em relação a Mata Atlântica (Gongogi) alguns componentes da ictiofauna do Alto Contas exibem um padrão reprodutivo menos sazonal em relação ao Gongogi, possivelmente devido as condições ambientais que lhes são impostas.

Introdução

Os peixes apresentam uma grande variedade de modos de vida, exibindo altos graus de especialização quanto as características morfológicas e fisiológicas, a exploração de habitats, a estrutura trófica e as estratégias reprodutivas (Wootton & Smith, 2014). Toda essa variedade permitiu ao grupo se estabelecer em diversos tipos de ambientes; desde relativamente estáveis até locais onde tanto as condições bióticas como abióticas oscilam amplamente em escala temporal e espacial (Lowe-McConnell, 1999). Estes organismos são capazes de destinar energia por meio da alimentação e através de uma gama de estratégias, utilizar parte da mesma para a reprodução de forma a garantir o seu sucesso reprodutivo (Wootton, 1984; Vazzoler 1996).

A ictiofauna neotropical é caracterizada em sua grande maioria, por espécies que exibem um período reprodutivo cíclico, onde o desenvolvimento gonadal ocorre em uma época anterior a reprodução, e finalizando a maturação das gônadas no momento em que se tem condições ambientais adequadas para a fecundação e desenvolvimento da prole (Vazzoler, 1996). O período reprodutivo é demarcado pelo acentuado aumento da atividade reprodutiva, sendo definido por meio da época em que se tem as maiores proporções de indivíduos com gônadas maduras e está fortemente relacionado com o período chuvoso, que por sua vez, juntamente com o regime de ventos determina a sazonalidade do clima nos trópicos (Lowe-McConnell, 1999).

A investigação da biologia reprodutiva de populações é uma ferramenta fundamental no diagnóstico das condições ambientais, que são influenciadas principalmente pelas mudanças de temperatura e pluviosidade (Andrade & Braga, 2005; Zanatta *et al.* 2013). Cada espécie deve manifestar um conjunto de características para ter sucesso na reprodução, resultando da combinação de fatores que permite modular o conjunto de táticas que originam a estratégia reprodutiva por ela expressa (Winemiller, 1989). Com base em suas características reprodutivas em função das condições impostas pelo ambiente, os peixes de água doce podem ser classificados nas seguintes estratégias reprodutivas: oportunista (espécies de pequeno porte, capacidade de colonização rápida, maturação precoce, e reprodução contínua), equilíbrio (longo período de geração da prole, número reduzido de ovócitos, ocupam habitats mais estáveis e investem mais energia em crescimento) e sazonal (espécies que produzem grandes ninhadas, maturação tardia,

geralmente sem cuidado parental e ocupam habitats que passam por significativas flutuações ambientais) (Winemiller, 1989; Winemiller & Rose, 1992).

Em riachos, a associação entre o ambiente aquático e a vegetação em que está imerso, especialmente em fisionomias florestais, é fundamental para a sobrevivência de um conjunto significativo de espécies (Menezes *et al.* 2007), de modo a garantir condições nas quais os indivíduos possam manter populações viáveis. Apesar desses pequenos cursos d'água comportarem elevada biodiversidade, dos mais variados grupos biológicos, são considerados os mais ameaçados do mundo devido a impactos causados por ações antrópicas (Dudgeon *et al.* 2020). Um agravante para o status de conservação, levando principalmente em consideração a realidade de regiões megadiversas, é que o conhecimento a respeito da fauna de peixes de riachos ainda é incipiente, o que torna difícil a implementação de medidas de administração e manejo, uma vez que não se tem informações sobre todas as etapas do ciclo de vida das espécies.

A bacia do rio de Contas encontra-se sob a influência de dois biomas: Caatinga (trecho superior e médio) e Mata Atlântica (trecho inferior) (INEMA, 2021) e apresenta riachos que abrigam grande riqueza ictiofaunística, acompanhada de alto grau de endemismo (Zanata & Serra, 2010; Zanata *et al.* 2019; Silva *et al.* 2020), porém, ainda pouco explorados.

Com o objetivo de contribuir com o conhecimento acerca da biologia reprodutiva das populações de peixes de riachos da bacia do rio de Contas, foi verificado o período reprodutivo das espécies mais abundantes em riachos da bacia do rio de Contas, representado os dois biomas em que a bacia está inserida.

Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio das Contas possui área de 55.483 km², englobando cerca de 76 municípios (INEMA, 2021). Está contida na Ecorregião Aquática da Mata Atlântica Nordeste (ABELL *et al.* 2008), tendo como seus rios principais as sub-bacias do Alto Contas, Brumado, Gavião, Rio do Antônio, Sincorá, Gentio, Baixo Contas, Gongogi, sub-bacia litorânea e de Transição. Caracteriza-se por apresentar 3 tipos climáticos: Semi-Árido, Subúmido e Umido, sendo o Semi-Árido presente em 51% do seu território, mas especificamente nos seus trechos superiores e médios (INEMA, 2021).

Na sub-bacia do Alto Contas, onde predomina o bioma Caatinga, além de áreas com vegetação característica, que compreende principalmente árvores e arbustos baixos (muitos dos quais apresentam espinhos, microfila e algumas características xerofíticas) (Prado, 2003), encontram-se também áreas antropizadas, as quais são utilizadas para atividades agrícolas. Na sub-bacia do Gongogi, localizada na parte inferior da bacia estão presentes áreas remanescentes de Cabruca (Mata de Cacau) além de Mata Atlântica (INEMA, 2021). Conforme se aproxima do litoral os totais de precipitação anual vão atingindo o pico de 2000 mm nas regiões litorâneas.

2.2. Delineamento amostral

Foram realizadas quatro campanhas trimestrais entre os meses de novembro de 2012 a novembro de 2013, abrangendo deste modo um ciclo sazonal, durante o estudo conduzido por Silva (2015).

2.3. Coleta do material biológico

Foram amostrados trechos de riachos pertencentes às sub-bacias do Alto Contas e Gongogi configurando um total de 18 pontos, sendo nove localizados no Alto Contas e nove no Gongogi (Figura 1). Nestes pontos, a captura foi realizada por meio da pesca elétrica, sendo que em cada riacho foi percorrido um trecho de 50 metros, sentido jusante-montante, com o aparelho de pesca elétrica (Smith-Root backpack eletrofischer; modelo LR-24; 800V DC), onde os peixes foram submetidos ao campo elétrico e em seguida coletados utilizando puçás.

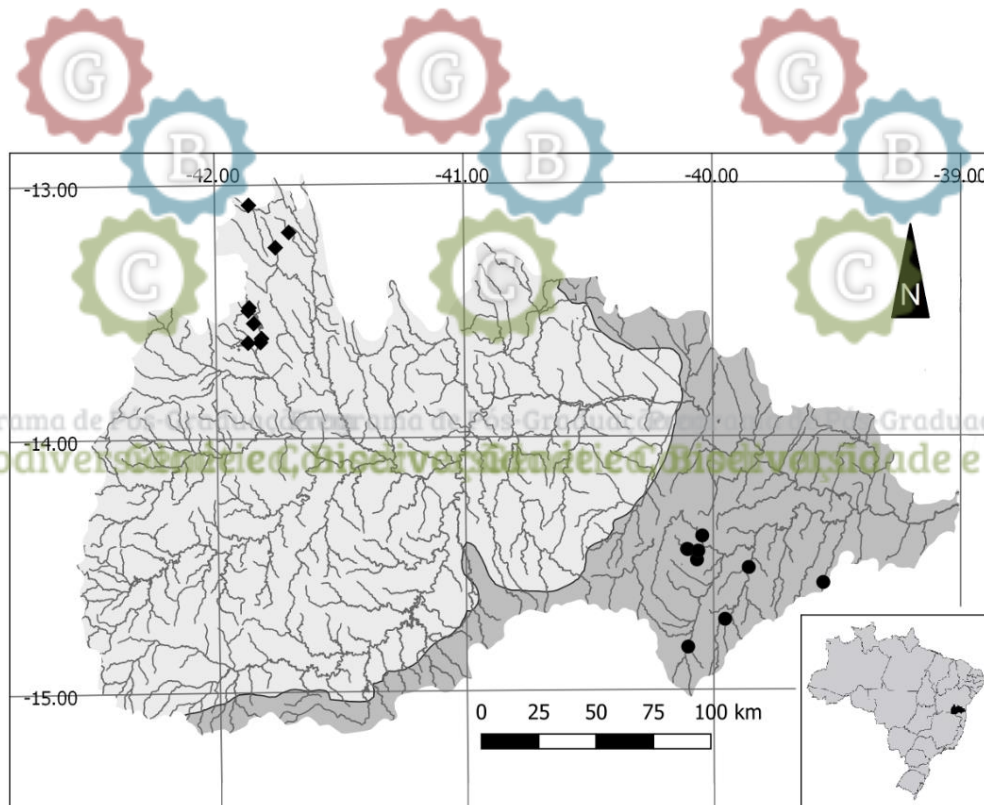


Figura 1. Bacia hidrográfica do Rio de Contas (Bahia, Brasil) com os pontos de amostragem nas duas sub-bacias avaliadas (círculos - pontos amostrados pertencentes à sub-bacia do Rio Gongogi; diamante - pontos amostrais pertencentes à sub-bacia do Alto Contas) Cinza claro: Bioma Caatinga; Cinza escuro: Bioma Mata Atlântica.

Os indivíduos coletados foram eutanasiados com solução de benzocaína 1g/L, fixados em formaldeído a 10% e, após uma semana, foram transferidos para frascos devidamente identificados contendo álcool (70%).

2.4. Análise de dados

Cada espécime foi identificado quanto espécie, pesado e medido (comprimento total e padrão). Após incisão abdominal, foi determinado sexo e o estágio de maturação gonadal (Braga, 1990). A verificação dos estádios de maturação gonadal de cada exemplar foi feita macroscopicamente ou, quando necessário, com o auxílio do estereomicroscópio, para o que foram consideradas as seguintes características estruturais: cor, transparência, vascularização superficial e, no caso de ovários, a visualização e aparência dos ovócitos (Vazzoler, 1996). As gônadas foram classificadas como: imaturas (estádio A), em maturação ou em repouso (estádio B), maduras (estádio C) e esgotadas (estádio D). No caso dos indivíduos considerados imaturos não foi determinado o sexo, pela dificuldade em se diferenciar as gônadas macroscopicamente. A partir destas informações os indivíduos foram classificados nas seguintes categorias: em estado reprodutivo (EM = C e D) ou não reprodutivo (EM = A e B).

Foram selecionadas para as análises seguintes as espécies registradas em todas as campanhas e que exibiram no mínimo seis indivíduos capturados em pelo menos três das quatro campanhas avaliadas, distinguindo-se as sub-bacias. O período reprodutivo para cada espécie em cada sub-bacia foi inferido a partir do número relativo de indivíduos em estado reprodutivo por campanha. Para cada espécie por sub-bacia, foi calculado o coeficiente de variação a partir do número relativo de indivíduos reprodutivos como forma de estimar o quanto estes valores diferiam entre as campanhas.

Inicialmente foi elaborada uma matriz de distância euclidiana entre as espécies avaliadas, distinguindo-se as sub-bacias, a partir do número relativo de indivíduos reprodutivos em cada campanha. A variação entre as espécies acerca do período reprodutivo foi verificada por meio de uma análise de agrupamento (método de ligação UPGMA). A significância dos agrupamentos observados foi testada por meio de uma análise de similaridade (ANOSIM), com 9999 permutações.

Posteriormente, foi empregada uma análise de escalonamento multidimensional não métrica (NMDS), como forma de avaliar a ordenação no espaço bidimensional dos agrupamentos observados na análise anterior. Os valores dos *scores* dos eixos da NMDS foram confrontados com os respectivos coeficientes de variação do número relativo de indivíduos reprodutivos por meio de uma análise de correlação de Pearson.

Todas as análises foram realizadas com o *software* PAST 4.0 (HAMMER *et al.* 2001).

Resultados

Foram analisados 6021 espécimes, pertencentes a 37 espécies distribuídas em cinco ordens: 20 espécies de Characiformes, 14 de Siluriformes, uma de Gymnotiformes, uma de Cichliformes e uma de Cyprinodontiformes (Tabela 1).

Tabela 1. Diagnose taxonômica e número de indivíduos das espécies de peixes registradas nas sub-bacias do Alto Contas e do rio Gongogi, pertencentes ao Rio de Contas (BA), durante o período entre nov/2012 e nov/2013.

Diagnose taxonômica	Código	Alto Contas	Gongogi	Total geral
Characiformes		1427	2038	3465
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	Ac_fal		1	1
<i>Apareiodon</i> cf. <i>itapicuruensis</i> Eigenmann & Henn, 1916	Ap_ita		20	20

Diagnose taxonômica	Código	Alto Contas	Gongogi	Total geral
<i>Astyanax</i> gr. <i>lacustris</i> (Lütken, 1875)	As_lac	75	48	123
<i>Characidium</i> sp.1 (aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909)	Ch_sp1	67	90	157
<i>Characidium</i> sp.2 (aff. <i>timbuiensis</i> Travassos 1946)	Ch_sp2		263	263
<i>Cyphocharax pinnilepis</i> (Vari, Zanata & Camelier, 2010)	Cy_pin		43	43
<i>Deuterodon burgerai</i> (Zanata & Camelier 2009)	Dt_burg		204	204
<i>Hasemani piatan</i> (Zanata & Serra, 2010)	Ha_pia	3		3
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>marginatus</i> Ellis, 1911	He_mar	11	423	434
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Ho_bra	1	10	11
<i>Hoplias brasiliensis</i> (Spix & Agassiz 1829)	Ho_mal	23	24	47
<i>Hyphessobrycon brumado</i> (Zanata & Camelier, 2010)	Hy_bru	369		369
<i>Leporinus bahiensis</i> Steindachner 1875	Le_bah		6	6
<i>Megaleporinus brinco</i> (Birindeli, Menezes & Britski, 2013)	Mg_bri	2	1	3
<i>Nematocharax venustus</i> Weitzman, Menezes & Britski, 1986	Ne_ven		18	18
<i>Oligosarcus macrolepis</i> (Steindachner, 1877)	Ol_mac		5	5
<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Ps_fas	315	702	1017
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	Se_het	2	30	32
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	Se_pia	559		559
<i>Serrasalmus brandtii</i> (Lütken, 1875)	Se_bra		150	150
Siluriformes		925	1224	2149
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	Ce_sp	4	130	134
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Ho_lit	2		2
<i>Hypostomus</i> sp.1	Hy_sp1		402	402
<i>Hypostomus</i> sp.2	Hy_sp2		110	110
<i>Hypostomus</i> sp.3	Hy_sp3	191		191
<i>Ituglanis</i> cf. <i>agreste</i> Lima, Neves & Campos-Paiva, 2013	It_agr	9	10	19
<i>Pareiorhaphis</i> sp.1	Pa_sp1	81		81
<i>Pareiorhaphis</i> sp.2	Pa_sp2		282	282
<i>Parotocinclus cristatus</i> Garavello, 1977	Pt_cri	9	61	70
<i>Parotocinclus jimi</i> Garavello, 1977	Pt_jim		7	7
<i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>tenebrosa</i> (Schubart 1964)	Ph_ten		93	93
<i>Pimelodella</i> sp.	Pi_sp	301	2	303
<i>Rhamdia</i> gr. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	Rh_que	49	11	60
<i>Trichomycterus</i> cf. <i>tete</i> Barbosa & Costa, 2011	Tr_tet	279	116	395
Cichliformes		16	196	212
<i>Geophagus</i> gr. <i>brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Ge_bra	16	196	212
Gymnotiformes		9	4	13
<i>Gymnotus bahianus</i> Campos-da-Paz & Costa 1996	Gy_ba	9	4	13
Cyprinodontiformes		124	58	182
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859	Po_ret	124	58	182
Total Geral		2501	3520	6021

As espécies mais representativas em relação ao número amostral foram *Deuterodon burgerai*, *Psalidodon fasciatus*, *Astyanax* gr. *lacustris*, *Characidium* sp.1, *Characidium* sp.2, *Hemigrammus* aff. *marginatus*, *Hyphessobrycon* *brumado*,

Serrapinnus heterodon, *Serrapinnus piaba*, *Poecilia reticulata*, *Geophagus gr. brasiliensis*, *Cetopsorhamdia* sp., *Hypostomus* sp.1, *Hypostomus* sp.3, *Pareiorhaphis* sp.2, *Parococinclus cristatus*, *Parotocinclus jimi* e *Trichomycterus tete* (Tabela 1).

A maior proporção de indivíduos em estado reprodutivo (estádio de maturação C, principalmente, ou D) foi observada no período entre novembro e março (campanhas 1 e 2) para a maioria das espécies (Tabela 2). No entanto, algumas espécies exibiram números proporcionalmente elevados de indivíduos em estado reprodutivo no período de agosto/setembro (campanha 4). Em contrapartida, a campanha 3 foi demarcada por uma queda significativa de peixes em estado reprodutivo para a maioria das espécies (Tabela 2).

Tabela 2. Proporções de indivíduos reprodutivos e não reprodutivos por sub-bacia e campanha (C1, C2, C3 e C4). Repr.: Reprodutivos; N. Repr.: Não reprodutivos (Códigos das espécies conforme Tabela 1).

Alto Contas										Gongogi								
Espécie (cod.)	Nov/Dez (C1)		Fev/Mar (C2)		Jun (C3)		Ago/Set (C4)		CV(%)	Nov/Dez (C1)		Fev/Mar (C2)		Jun (C3)		Ago/Set (C4)		CV(%)
	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr		Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	
Characiformes																		
Ac_fal														0.00	1.00			
Ap_ita										0.00	1.00	0.4	0.6	0.5	0.5	1.00	0.00	
As_lac *	0.43	0.57	0.50	0.50	0.00	1.00	0.65	0.35	70.55	0.71	0.29	0.13	0.87	0.00	1.00	0.00	1.00	161.79
Ch_sp1*	0.57	0.43	0.35	0.65	0.08	0.92	0.44	0.56	57.12	0.33	0.67	0.27	0.73	0.00	1.00	0.00	1.00	116.89
Ch_sp2*										0.70	0.30	0.35	0.65	0.16	0.84	0.54	0.46	52.48
Cy_pin										0.25	0.75	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	
Dt_burg*										0.47	0.53	0.47	0.53	0.21	0.79	0.58	0.42	36.31
Ha_pia	1.00	0.00			0.00	1.00												
He_mar*			0.00	1.00	0.00	1.00				0.02	0.98	0.31	0.69	0.09	0.91	0.35	0.65	82.89
Ho_bra					0.00	1.00				0.00	1.00			0.00	1.00	0.00	1.00	
Ho_mal	0.25	0.75	0.00	1.00	0.33	0.67	0.00	1.00		0.20	0.80	0.09	0.91			0.00	1.00	
Hy_bru*	0.53	0.47	0.64	0.36	0.16	0.84	0.32	0.68	51.94									
Le_bah										0.00	1.00			0.00	1.00	0.00	1.00	
Mg_bri					0.00	1.00										0.00	1.00	
Ne_ven										0.20	0.80			0.00	1.00			
Ol_mac										0.00	1.00	0.00	1.00			0.00	1.00	
Ps_fas*	0.45	0.55	0.38	0.62	0.29	0.71	0.38	0.62	18.43	0.59	0.41	0.25	0.75	0.09	0.91	0.11	0.89	87.50
Se_het*	0.90	0.10	0.02	0.98	0.02	0.98	0.08	0.92	169.32									
Se_pia										0.00	1.00	0.18	0.82	0.00	1.00	0.02	0.98	168.86
Se_bra			0.00	1.00						0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	

Espécie (cod.)	Alto Contas									Gongogi								
	Nov/Dez (C1)		Fev/Mar (C2)		Jun (C3)		Ago/Set (C4)		CV(%)	Nov/Dez (C1)		Fev/Mar (C2)		Jun (C3)		Ago/Set (C4)		CV(%)
	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.	N. Repr	Repr.
Siluriformes																		
Ce_sp*			0.00	1.00						0.24	0.76	0.33	0.67	0.00	1.00	0.09	0.91	89.95
Ho_lit			1.00	0.00			0.00	1.00										
Hy_sp1*										0.02	0.98	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	200.00
Hy_sp2												0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	
Hy_sp3*	0.09	0.91	0.04	0.96	0.00	1.00	0.00	1.00	131.13									
It_agr	0.75	0.25					0.00	1.00		0.25	0.75					0.00	1.00	
Pa_sp1*	0.16	0.84	0.04	0.96	0.00	1.00	0.00	1.00	149.60									
Pa_sp2*										0.16	0.84	0.10	0.90	0.00	1.00	0.14	0.86	71.68
Pt_cri*										0.46	0.54	0.59	0.41	0.56	0.44	0.29	0.71	29.20
Pt_jim*	0.34	0.66	0.23	0.77	0.10	0.90	0.10	0.90	60.17			1.00	0.00	1.00	0.00			
Ph_ten*	0.83	0.17			0.00	1.00				0.35	0.65	0.23	0.77	0.00	1.00	0.15	0.85	80.70
Pi_sp										0.33	0.67	0.33	0.67			1.00	0.00	
Rh_que*	0.43	0.57	0.12	0.88	0.00	1.00	0.21	0.79	95.47			0.00	1.00	0.00	1.00	0.33	0.67	
Tr_tet*	0.37	0.63	0.16	0.84	0.06	0.94	0.22	0.78	62.84	0.28	0.73	0.18	0.82	0.25	0.75	0.29	0.71	20.71
Cichliformes																		
Ci_san																		
Ge_bra*	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00				0.04	0.96	0.04	0.96	0.00	1.00	0.11	0.89	98.20
Gymnotiformes																		
Gy_ba	0.00	1.00			0.00	1.00	0.40	0.60		0.75	0.25							
Gy_car																		
Cyprinodontiformes																		
Po_ret*	0.35	0.65	0.47	0.53	0.37	0.63	0.39	0.61	13.54	0.63	0.38	0.45	0.55	0.74	0.26	0.67	0.33	19.51

*espécies selecionadas para a elaboração do dendograma. CV: Coeficiente de variação entre as campanhas da proporção de indivíduos reprodutivos para as espécies selecionadas.

A comparação entre as espécies, diferenciando as populações provenientes de diferentes sub-bacias, denotou a formação de dois grandes grupos (Figura 2). Estes dois grupos distinguiram-se na NMDS, em que as espécies do primeiro grupo ficaram representadas pelos pontos do setor direito do gráfico (círculos) e as espécies do segundo ficaram no setor esquerdo do gráfico (quadrados) (Figura 3). De forma geral o primeiro grupo foi formado por espécies que apresentaram indivíduos reprodutivos em grande proporção na maior parte do ano (Tabela 2 e Figura 4). O segundo grupo envolveu as espécies com indivíduos reprodutivos concentrados em uma ou duas campanhas (Tabela 2 e Figura 4). Esta percepção foi corroborada pela correlação significativa entre os scores do Eixo 1 e o coeficiente de variação do número relativo e indivíduos reprodutivos de cada espécie (Correlação de Pearson; $r = 0,75335$; $p < 0,001$). Essa análise indica que as espécies do grupo 1 exibem menor sazonalidade reprodutiva, comparado às espécies do grupo 2.

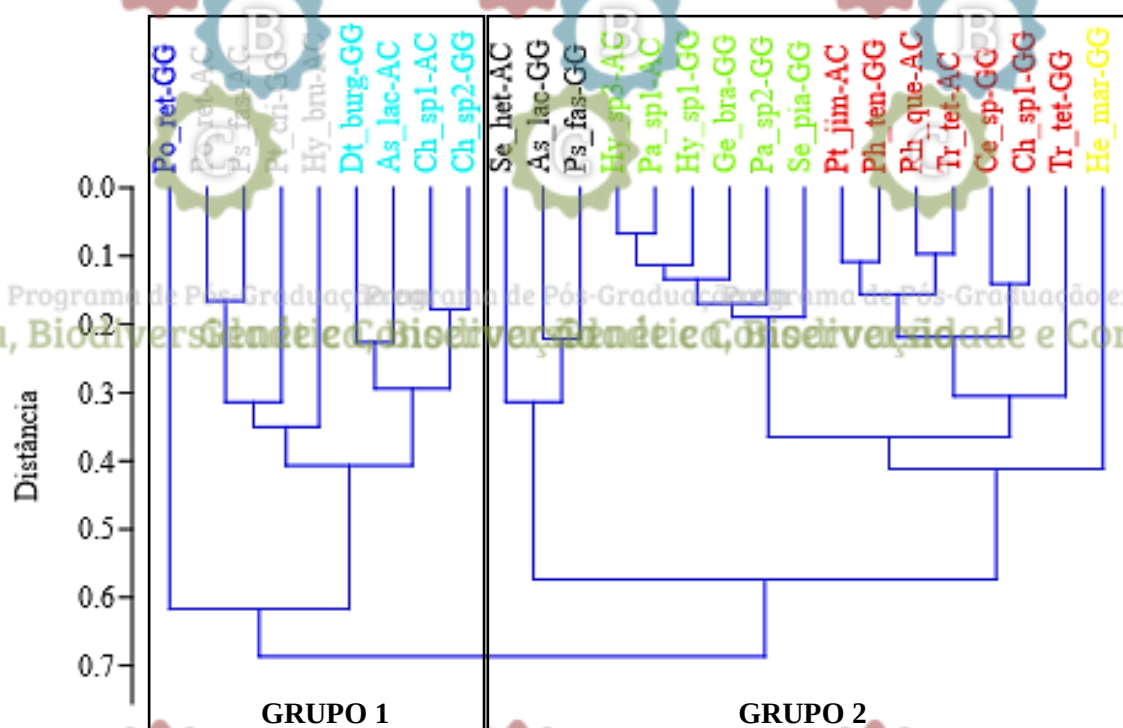


Figura 2. Representação da similaridade entre o padrão reprodutivo apresentado pelas 26 espécies registradas nas sub-bacias AC e GG utilizando a distância Euclidiana. As espécies foram representadas pelos seus respectivos códigos, conforme apresentado na Tabela 1. Cinza: sub-grupo 1-A; Azul claro: sub-grupo 1-B; Preto: sub-grupo 2-C; Verde: sub-grupo 2-D; Vermelho: sub-grupo 2-E.; Azul escuro e Amarelo: espécie não pertencentes à sub-grupos.

Ademais, ao olhar de forma mais detalhada para a análise de agrupamento, percebe-se a formação de sub-grupos, os quais também são perceptíveis na NMDS. No grupo 1 nota-se a presença de dois sub-grupos, ao passo que no grupo 2 foram formados três sub-grupos. A análise de similaridade (ANOSIM) foi significativa ($r = 0,9223$; $p < 0,0001$), indicando que a variação dentro dos grupos foi menor do que entre os grupos. Cabe salientar que as espécies *Poecilia reticulata* e *Hemigrammus marginatus*, ambas representando populações da sub-bacia do rio Gongogi, ficaram isoladas, respectivamente no grupo 1 e grupo 2, e, portanto, não foram consideradas na ANOSIM.

O sub grupo 1-A representou as espécies com elevado número relativo de indivíduos reprodutivos, os quais variaram pouco entre as campanhas. O sub-grupo 1-B também apresentou elevado número de indivíduos reprodutivos, porém, somente para as campanhas 1, 2 e 4. Na campanha 3, embora presentes, os indivíduos reprodutivos foram proporcionalmente menos abundantes.

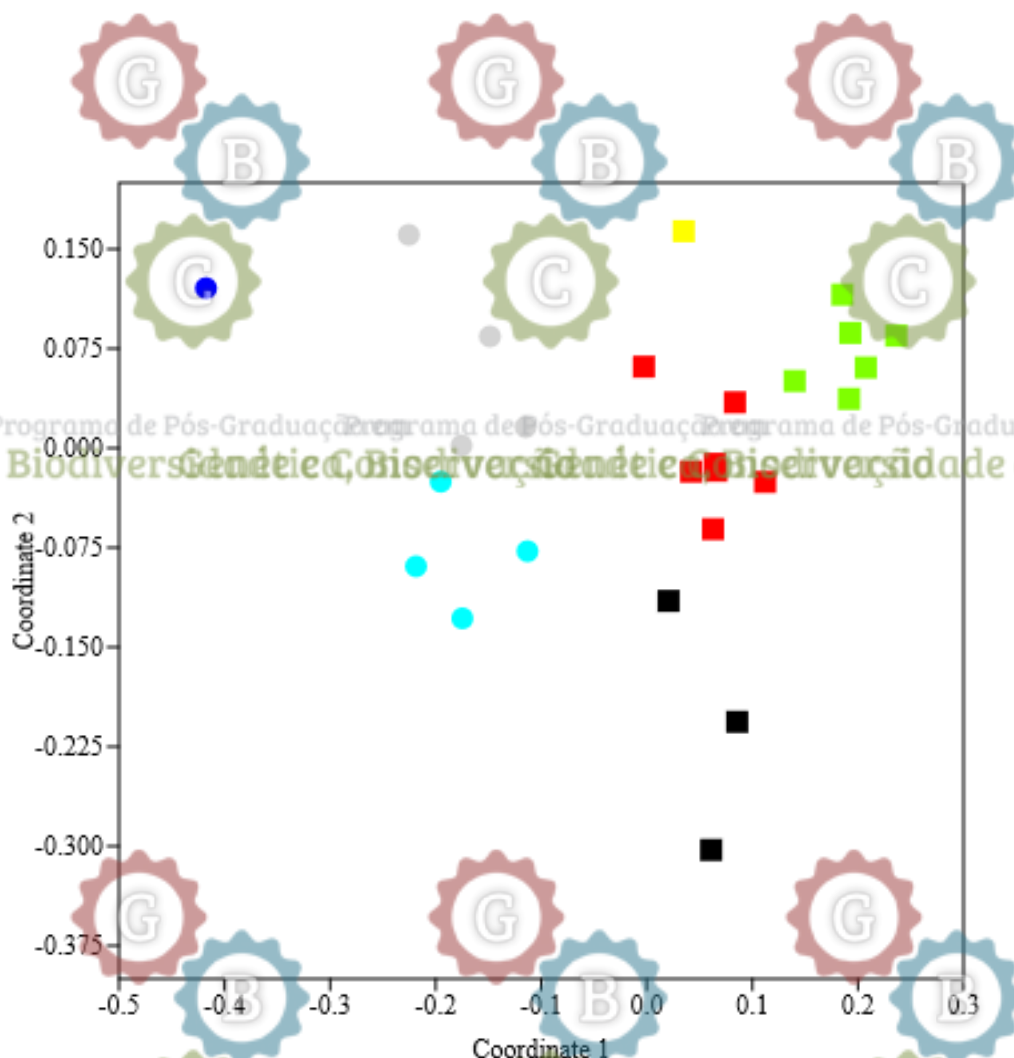


Figura 3. Representação por NMDS dos grupos formados a partir das comparações entre as espécies registradas no presente estudo. Grupo 1: representado por círculos; Grupo 2: representado por quadrados. Cinza: sub-grupo 1-A; Azul claro: sub-grupo 1-B; Preto: sub-grupo 2-C; Verde: sub-grupo 2-D; Vermelho: sub-grupo 2-E.; Azul escuro e Amarelo: espécies não pertencentes à sub-grupos.

O sub-grupo 2-C congregou as espécies que exibiram elevado número de indivíduos reprodutivos, porém, somente na campanha 1. O sub-grupo 2-D agrupou as espécies pouco representadas por indivíduos reprodutivos na campanha 1 e valores ainda menores nas demais campanhas. Por fim, o grupo 2-E foi representado pelas espécies com valores relativos entre 0,2 e 0,3 do número de indivíduos reprodutivos, observados especialmente nas campanhas 1 e 2, ressalvas a *T. tete* (Alto Contas), para o que observou valor similar na campanha 4.

De forma geral, as bacias não diferiram quanto aos padrões de distribuição de indivíduos reprodutivos apresentados pelas espécies (ANOSIM; $r = -0,0399$; $p = 0,7253$). Porém, ao avaliar especificamente as espécies que foram representadas por populações em ambas as sub-bacias, houve diferenças claras para três delas. As populações de *A. lacustris*, *P. fasciatus* e *Characidium* sp.1 provenientes da sub-bacia do Alto Contas

foram alocadas ao grupo 1 ao passo que as populações do Gongogi destas espécies foram alocadas ao grupo 2. Em relação a *P. reticulata*, não houve diferenças claras uma vez que as populações de ambas as bacias foram alocadas no grupo 1.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

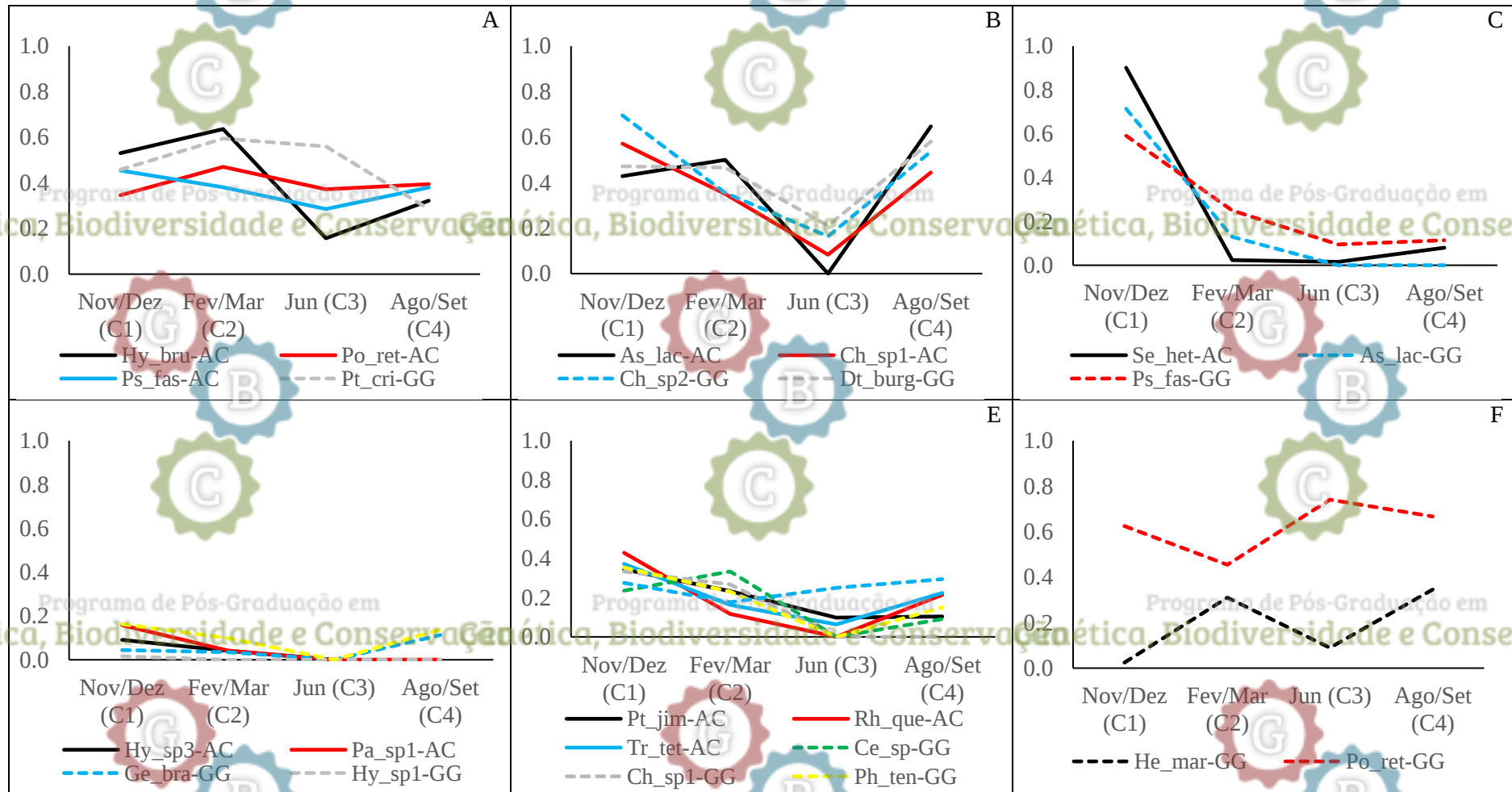


Figura 4. Variação das proporções de indivíduos reprodutivos entres as campanhas das espécies pertencentes aos sub-grupos formados (Figura 2). A: sub-grupo 1-A; B sub-grupo 1-B; C: Sub-grupo 2-C; D: Sub-grupo 2-D; E: Sub-grupo 2-E; F: Espécies isoladas (não pertencentes aos sub-grupos). Linha contínua: populações provenientes de riachos do Alto Contas. Linha tracejada: populações provenientes de riachos do Gongogi. (Códigos das espécies conforme Tabela 1).

Discussão

O sincronismo e a duração do período reprodutivo podem diferenciar-se entre as espécies de um mesmo riacho (Winemiller, 1989), indicando a ação heterogênea de componentes bióticos e abióticos sobre a biologia reprodutiva das populações (Chellappa *et al.* 2003). As espécies de peixes tropicais apresentam grande plasticidade reprodutiva, podendo alocar recursos para reprodução em função dos regimes de chuva (Chellappa *et al.* 2009), porém, cada espécie apresenta demandas particulares em relação ao período reprodutivo, como qualidade de água, disponibilidade de alimento e áreas de refúgio que garantam a sobrevivência dos indivíduos em estágio inicial de desenvolvimento (Vazzoler, 1996).

Zanatta *et al.* (2013) analisaram estratégias reprodutivas de populações de peixes de três riachos Neotropicais (Conceição, Scherer e Jurema), situados no Estado do Paraná, e observaram que o período com maior captura de indivíduos maduros ocorreu de setembro a dezembro, época em que a temperatura se mostra mais elevada e o nível de água começa a subir em consequência do aumento significativo dos níveis pluviométricos. Essas informações corroboram com os resultados aqui apresentados, devido principalmente a maior frequência de indivíduos maduros que foram amostrados nos períodos mais chuvosos, ressalvas a *P. cristatus* e *P. reticulata*. Não obstante, foram observados padrões distintos quanto a duração do período reprodutivo, em que em um grupo (Grupo 1) foram agrupadas espécies que exibiram indivíduos reprodutivos o ano inteiro e no outro as espécies que demonstram indivíduos em estado reprodutivo em períodos específicos do ano (Grupo 2), ocasionando um período reprodutivo sazonal. É importante ressaltar que dentro deste segundo grupo houve grandes variações no padrão reprodutivo, desde espécies que apresentam picos de atividade reprodutiva com variações consideráveis no decorrer do período estudado, passando por aquelas em que é possível apontar indícios de que estão em reprodução, até populações que não exibem atividade reprodutiva.

Grupo 1

Longos períodos reprodutivos têm sido frequentemente relacionados a ambientes altamente instáveis (Mazzoni & Petito, 1999; Menezes & Caramaschi, 2000), uma vez que as condições ambientais em riachos são variáveis e transitórias.

O grupo 1 foi dividido em dois subgrupos: No primeiro (1-A), foram encontradas espécies que se reproduzem o ano inteiro, com proporções consideravelmente constantes de espécimes reprodutivos em todas as campanhas. Estas espécies se enquadram na definição da Vazzoler (1996) em relação às espécies com longo período, o qual se estende por nove meses ou mais e que pode ser também chamado de não sazonal, ou seja, não depende de características específicas para ocorrer.

A espécie de piabinha endêmica da bacia do rio de Contas, *H. brumado*, diferiu um pouco deste padrão, uma vez que os resultados indicam que a reprodução desta é mais intensa no período de maior pluviosidade. Não obstante, a proporção representativa de indivíduos maduros nas campanhas correspondentes aos meses de jun e ago/set sugerem que a reprodução desta não se restringiu ao período chuvoso, porém, ocorre em menor intensidade.

Parotocinclus cristatus exibiu período reprodutivo extenso, comparado com outras espécies de Loricarídeos, onde se teve o aumento progressivo da concentração de indivíduos reprodutivos na campanha 1 (nov-dez) com pico que perpassa pelas campanhas 2 (jan-fev) e 3 (Jun). Lowe-McConnel (1987) ao avaliar espécies de *Hypostomus*, observou um longo período reprodutivo que dura do final da estação seca ao pico da estação chuvosa. Gomes *et al.* (2015) ao investigar a estratégia reprodutiva de *Hypostomus auroguttatus* em um rio tropical do Sudeste do Brasil, observou que a reprodução ocorreu durante parte do ano, atingindo o pico entre setembro e outubro. Braga *et al.* (2008) observou maior concentração de indivíduos reprodutivos em outubro e fevereiro para *Neoplecostomos microps*, assim como Hirschmann *et al.* (2011) observou o mesmo período para *Hemiancistrus punctulatus*. Apesar da variação no período anual para as espécies de loricarídeos, os picos de atividade reprodutiva convergem para o período de cheias (Baily *et al.* 2008; Sales *et al.* 2016; Pereira *et al.* 2020).

O sub-grupo 1-B apresenta espécies com reprodução estendida ao longo do ano, porém com uma queda marcante na campanha 3 (jun), a qual caracteriza-se como época menos chuvosa na bacia do rio de Contas como um todo.

O padrão aqui descrito para *Characidium* sp.1 (AC) e *Characidium* sp.2 (GG) também foi observado por Uieda (1984) e Gomiero e Braga (2007) para *Characidium* aff. *zebra* onde foram encontrados maiores proporções de espécimes com gônadas maduras na estação chuvosa. De forma geral, para *Characidium* sp.1 do Alto Contas observa-se grandes proporções de indivíduos em reprodução distribuídos ao longo do ano, porém há uma diminuição da atividade reprodutiva entre as campanhas 2 e 3. Apesar da diminuição,

as proporções de indivíduos reprodutivos se mantiveram relativamente altas no decorrer das campanhas, evidenciando considerável investimento reprodutivo da espécie na sub-bacia do Alto Contas em relação ao Gongogi.

Resultados semelhantes foram encontrados também por Braga (2006) ao avaliar a reprodução de *Characidium alipioi* e *Characidium lauroi*. O mesmo autor observou para as duas espécies maiores concentrações de indivíduos reprodutivos ocorrendo na primavera e verão, caracterizando este como período reprodutivo para ambas, porém para *C. lauroi* foi visto maior atividade reprodutiva na primavera, enquanto que para *C. alipioi* esse período se concentra no verão. Gomiero & Braga (2005) verificaram resultados semelhantes aos encontrados por Braga (2006) para *Characidium* aff. *zebra* ao observar maiores valores de RGS da primavera ao verão sendo possível caracterizar esse período como reprodutivo para a espécie.

Com relação ao gênero *Characidium* foi observada considerável plasticidade em relação a ocupação de ambientes com diferentes características, como velocidade da água, profundidade e substrato (Buckup, 2003; Leal *et al.* 2010). Informações como essas nos ajudam a explicar o resultado observado para *Characidium* sp.1 na sub-bacia do Gongogi. É possível que nessa sub-bacia *Characidium* sp.1 utilize tanto os riachos como os rios para a reprodução, uma vez que as baixas proporções de indivíduos reprodutivos sugerem uma diluição resultante da ocupação de outros habitats, diferentemente do Alto Contas onde as espécies estão provevelmente mais restritas aos riachos.

Outra espécie que se destacou em relação ao número de indivíduos maduros ao longo do ano foi *Deuterodon burgeri* na sub-bacia do Gongogi, porém na campanha 3, de acordo com a característica do sub-grupo em que foi agrupado, observada-se uma diminuição de espécimes em estado reprodutivo. Essa diminuição não significa ausência de reprodução nesta época, pode indicar apenas uma redução da intensidade de indivíduos em estado reprodutivo dentro da população. Mazzoni & Petitto (1999) ao avaliar uma espécie do mesmo gênero em um sistema fluvial de Mata Atlântica, observaram comportamento reprodutivo assincrônico entre os indivíduos da população, sendo responsável por garantir o processo reprodutivo durante todo o ano. Conforme observado, existe um indicativo de indivíduos que se encontram em estado reprodutivo ao longo do período de amostragem, o que pode ser justificado pelo fato da espécie apresentar um período reprodutivo longo.

Trabalhos desenvolvidos por De Melo *et al.* (2005), Abelha & Goulart (2008), De Carvalho *et al.* (2009), Normando *et al.* (2013), Araújo *et al.* (2019) descrevem

longos períodos reprodutivos para espécies de lambaris ou piabas, que exibem desovas múltiplas, sendo esta uma estratégia capaz de possibilitar que diferentes classes de tamanho ocupem diversos ambientes, tanto em escala espacial quanto temporal, reduzindo a concorrência entre os adultos por locais de reprodução, assim como entre as larvas por fontes alimentares (Ratton *et al.* 2003).

Winemiller (1989) ao relacionar traços de história de vida de espécies de peixes de água doce de dois locais nos Ilanos venezuelanos selecionou conjuntos de atributos capazes de agrupar as espécies em três estratégias reprodutivas distintas: A estratégia oportunista foi associada a espécies pequenas, que permanecem reprodutivamente ativas apesar da aparente elevada mortalidade juvenil e adulta durante as condições ambientais adversas e foi representada por peixes Characiformes e Cyprinodontiformes, enquanto no agrupamento sazonal seus representantes são caracterizados por apresentar reprodução anual (cíclica), tempos de geração relativamente longos, grandes ninhadas e pequeno investimento em prole, o qual demonstrou dominância de espécies Characiformes e Siluriformes. Esses dois padrões resultantes da associação de características de história de vida compartilham muitos dos traços que conduzem ao conjunto de atributos “estrategista r”. As espécies que apresentam tempos de geração intermediário ou longo, grande investimento na descendência individual, maturação retardada, reprodução sazonal e procriação prolongada como pertencentes a estratégia reprodutiva de equilíbrio a qual até certo ponto associa-se com traços de história de vida concordante com a “estratégia K”, de acordo com o mesmo autor. Consequentemente as espécies que utilizam dessa estratégia demonstram maior investimento em cuidado parental resultando em uma maior sobrevivência juvenil.

Trazendo as estratégias reprodutivas avaliadas pelo Winemiller (1989) para o presente trabalho podemos dizer que o grupo 1 compartilha características relacionadas a estratégia oportunista, sendo importante destacar *P. cristatus* que apresentou essa estratégia, mas de forma geral, para representantes de Siluriformes é mais comumente observada a estratégia de equilíbrio, então é possível que devido a características intrínsecas do ambiente *P. cristatus* tenha migrado de uma estratégia de equilíbrio para a oportunista.

Grupo 2

Períodos de alta pluviosidade em ambientes tropicais associados a altas temperaturas exercem grande influência na maturação das gônadas de teleósteos criando condições favoráveis a desova (Parkinson *et al.* 1999). De forma geral, existem poucas espécies reproduzindo, com maiores concentrações na campanha 1 (nov-dez), acompanhado de uma queda brusca na Campanha 3 (jun).

As espécies do sub-grupo 2-C demonstram altas proporções de indivíduos maduros na campanha 1, caracterizando este como o período reprodutivo para estas populações, e uma queda brusca nas demais campanhas. Suárez *et al.* (2017) observou maior atividade reprodutiva para *A. lacustris* durante o período chuvoso, quando as temperaturas foram mais elevadas. O mesmo padrão foi observado De Carvalho *et al.* (2009) para *P. fasciatus* onde a atividade reprodutiva no reservatório de Furnas foi influenciada por fatores ambientais como temperatura da água e precipitação.

Em relação a população de *S. heterodon*, Gonçalves *et al.* (2011) apresentaram resultados capazes de demonstrar que essa espécie na bacia do alto rio Paraná também demonstra período reprodutivo intimamente relacionado a estação chuvosa.

A reprodução de Loricarídeos ocorre principalmente nos meses mais quentes e de maior pluviosidade, com intensidade moderada (Marcucci *et al.* 2015; Duarte *et al.* 2011; De Fries *et al.* 2018). O subgrupo 2-D representa as populações que foram caracterizadas por apresentar indícios de atividade reprodutiva ao manterem os valores máximos de indivíduos em estado reprodutivo entre 0 e 20% nas campanhas 1 e 4, com uma queda na campanha 2 que se mostra nula na 3. Com base nas proporções, não se tem garantias de determinação de um período reprodutivo para estas espécies, apesar de haver alguns indivíduos reprodutivos. Sobre a avaliação aqui descrita temos na literatura um conjunto de informações que determinam período reprodutivo longo para muitas espécies de cascudos (Barbieri, 1994; Mazzoni & Caramaschi, 1997; Gomes *et al.* 2015) tendo sido observado apenas para *P. cristatus* no presente estudo.

Duarte *et al.* (2011) observaram e supuseram, embasados em alguns trabalhos que a plasticidade comportamental reprodutiva tem sido recorrente para espécies de *Hypostomus* a ponto de tenderem a sair de uma estratégia de equilíbrio para uma oportunista em função de restrições ambientais a fim de garantir o sucesso reprodutivo diante de situações adversas. O fato de 75% das espécies que estão inseridas neste subgrupo pertencerem a família Loricariidae, e a maioria dos seus representantes não

terem demonstrado atividade reprodutiva considerável, nos leva a supor que essas espécies não utilizam os ambientes de riachos para a reprodução, migrando para outras localidades a fim de desovar. Outra possibilidade também pode estar relacionada ao fato dessas espécies apresentarem um período reprodutivo muito específico e os períodos de amostragem não terem sido coincidentes. De qualquer modo se faz necessário uma investigação mais apurada sobre os aspectos reprodutivos dessas populações.

Geophagus gr. *brasiliensis* apresentou indivíduos reprodutivos apenas nas campanhas 1 e 2, em número consideravelmente reduzido em relação aos não reprodutivos, podendo ser indicativo de que a área de amostragem está sendo utilizada para alimentação e crescimento (Vazzoler, 1996).

Ao progredir para subgrupo 2-E observa-se indivíduos que foram caracterizados por apresentar indícios de atividade reprodutiva mantendo as proporções de indivíduos reprodutivos entre 20 e 40%, com queda na campanha 2 que é acentuada na campanha 3. Dois padrões merecem destaque em relação a composição populacional deste sub-grupo: o primeiro está relacionado a *T. tete* que manteve um padrão constante, sustentado em torno dos 20% de indivíduos reprodutivos e a *Cetopsorhamdia* sp. que apresentou maiores proporções de indivíduos reprodutivos na Campanha 2. Pode-se dizer que *T. tete* exibe um padrão que melhor se relaciona com a estratégia oportunista, enquanto *Cetopsorhamdia* sp. demonstra características de estratégia sazonal descritas para a sub-bacia do Gongogi. Rondineli & Braga (2010) ao avaliarem populações de *Cetopsorhamdia iherigi* e *Trichomycterus* sp. em relação aos períodos de cheia e seca em cinco pontos do córrego Passa Cinco observaram que as espécies demonstram maior atividade reprodutiva na estação chuvosa e não apresentam atividade reprodutiva no período de seca. O mesmo pôde ser observado em relação a *Cetopsorhamdia* sp. de acordo com os dados aqui descritos.

De forma geral, pode - se dizer que as populações do Grupo 2 exibem uma característica intermediária, tendendo para a estratégia sazonal descrita por Winemiller (1989), mas que estão distribuídas dentro do contínuo entre as extremidades do sistema triangular de estratégias. Os sub-grupos 2-C e 2-E compartilham características mais relacionadas às estratégias sazonal e oportunista, enquanto o sub-grupo 2-D ficaria entre sazonal e especialista.

Os indivíduos que se valem da estratégia sazonal exibem uma explosão característica de reprodução com as primeiras chuvas, seguida por reduções graduais no tamanho populacional em detrimento considerável de taxas predatórias de imaturos

durante o início da estação seca (Winemiller, 1989), a qual resultará também em menor disponibilidade de alimento. Winemiller (1987) avaliou que espécies classificadas como estrategistas sazonais dominaram a comunidade de peixes em Cano Maraca, um pântano-riacho sazonal dos llanos ocidentais da Venezuela, tanto em termos de biomassa, quanto em densidade. De acordo com o avanço da estação chuvosa em direção a um novo período de escassez hídrica, os estrategistas sazonais anteriormente dominantes deram lugar a espécies que exibiam estratégias oportunistas de equilíbrio. Essa substituição gradual de espécies que começam a “sair de cena” em função das condições ambientais evidencia um contínuo do sistema triangular de estratégias (Winemiller & Rose, 1992), capaz de evidenciar um mecanismo de fundamental importância para a manutenção das populações de acordo com as suas especificidades garantindo a diversidade de padrões de história de vida das mesmas.

Por fim duas populações se apresentaram isoladas nas análises, *P. reticulata* e *H. marginatus* (ambas de populações da sub-bacia do rio Gongogi), que representaram as espécies mais específicas quanto aos atributos gerais que caracterizam os dois grupos; enquanto *P. reticulata* demonstra o padrão reprodutivo mais constante e com maiores concentrações de indivíduos em estado reprodutivo em relação a todas as outras espécies agrupadas no Grupo 1, *H. marginatus* exibe o padrão mais marcadamente sazonal dentro do Grupo 2, onde os picos reprodutivos aumentam em direção as campanhas 4 (ago-set) e 2 (fev-mar). Os poecilídeos são peixes da ordem Cyprinodontiformes, popularmente conhecidos como guppies (Lucinda, 2003), são comumente utilizadas por ecólogos como indicadoras para a avaliação da integridade de habitats aquáticos (Ferreira & Casatti 2006; Pinto *et al.* 2006), uma vez que os seus representantes são capazes de habitar e se estabelecer em uma diversidade de ambientes devido a sua característica generalista (Reznick & Bryga 1996).

A estratégia reprodutiva adotada por *P. reticulata* é capaz de explicar o seu sucesso reprodutivo, uma vez que ao elencar a característica de viviparidade lecitotrófica comum da espécie estudada, pode-se dizer que esta, permite que a reprodução ocorra com relativa independência de variações ambientais (Aranha & Caramaschi, 1999), sendo uma possível explicação para a espécie ter se mantido em reprodução durante todo o ciclo anual em ambas as sub-bacias, com altas proporções de indivíduos reprodutivos ao longo do ano em todas as campanhas, acima dos 50% mais especificamente. Aranha & Caramaschi (1999) viram que a característica mais evidente para os Cyprinodontiformes é apresentarem período reprodutivo bastante prolongado.

Poecilia reticulata é uma espécie exótica que apresenta alto grau de adaptação aos mais variados ambientes, exibindo características generalistas que garantem a capacidade de competir com espécies nativas, e consequentemente causando alterações capazes de prejudicar a diversidade funcional (Shibatta *et al.* 2002; Souza & Tozzo, 2013. De acordo com Moraes *et al.* (2017) a introdução de espécies exóticas, intencional ou acidental, representa uma das principais causas das alterações na distribuição natural dos organismos, gerando como principal efeito negativo a alteração estrutural das teias tróficas e potencial depleção de espécies nativas por competição, predação, e possível redução da variabilidade genética.

***Astyanax lacustris* e *Psalidodon fasciatus*: Alto Contas x Gongogi**

As duas populações das piabas *Astyanax lacustris* e *Psalidodon fasciatus* apresentaram padrões reprodutivos distintos em relação as sub-bacias onde ocorreram. No Gongogi foi observado para ambas as espécies que o período reprodutivo se concentrou em uma única campanha, no início do período chuvoso (nov-dez), e no Alto Contas estas, apresentam reprodução contínua ao longo do ano.

As populações de *A. lacustris* tiveram queda considerável da atividade reprodutiva na Campanha 3 (jun), em relação aos demais períodos estudados no Alto Contas. O aumento da atividade reprodutiva de *A. lacustris* na campanha 4 (agosto-setembro) se manteve nas campanhas 1 e 2 sugerindo uma sincronia do ciclo reprodutivo com condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento das formas juvenis (Lourenço *et al.* 2008). Normando *et al.* (2014) ao estudar a reprodução de *P. fasciatus* e *A. lacustris* no rio São Francisco, puderam observar que para ambas as espécies a reprodução das fêmeas é mais dependente de fatores ambientais, além de apresentarem valores de comprimento total, peso corporal, índice gonadosomático e fecundidade mais altos em relação aos machos.

Primeiramente é importante ressaltar que diversos estudos denotam a ocorrência de representantes de ambas as espécies tanto em riachos quanto em rios de grande porte, sendo inclusive registradas em grande quantidade em trechos lânticos resultante de barramentos dos rios (Barbieri *et al.* 1982; Garutti, 1989; Casatti *et al.* 2001; De Carvalho *et al.* 2009; Normando *et al.* 2014; Suárez *et al.* 2017; Galvão. *et al.* 2018; Neves *et al.* 2020; Portella *et al.* 2021; Druzian *et al.* 2021). Sobre o aspecto reprodutivo, é demonstrada que estas espécies podem realizar pequenas migrações reprodutivas (Gurgel,

2004; Agostinho *et al.* 2004a), embora também já se tenha demonstrado que estas espécies podem reproduzir sem efetuar migração (Agostinho *et al.* 2004a; 2004b). Ainda, Garutti (1989) demonstrou que dentro da mesma população de *A. lacustris*, parte desta efetua migração rumo as cabeceiras durante o período reprodutivo e parte permanece nos trechos inferiores do rio, onde também realizam a reprodução. Deste modo, fica evidente a elevada capacidade destas piabas se dispersarem e se adaptarem aos diferentes trechos das bacias em que ocorrem.

De um lado da bacia, as espécies apresentam uma estratégia reprodutiva oportunista apresentada por *A. lacustris* e *P. fasciatus* e do outro as mesmas espécies demonstram uma estratégia sazonal. Espécies de characidae demonstram uma gama de modos reprodutivos, conferindo a ordem em questão a abrangência de todo o espectro de padrões reprodutivos observados para espécies de peixes (Winemiller, 1989), exibindo divergências morfológicas e ecológicas em um grau tão elevado que talvez seja incomparável a qualquer outro grupo animal (Gery, 1977).

No presente estudo, a variação de padrões reprodutivos das populações em questão pode estar relacionada a variação sazonal da disponibilidade de habitat que existe nos rios e riachos das sub-bacias. No Alto Contas, embora os riachos avaliados sejam considerados perenes, nos trechos mais inferiores desta sub-bacia existem longos trechos intermitentes. Neste sentido, os riachos proporcionam maior estabilidade por manterem níveis hídricos consideráveis no decorrer do ciclo anual, frente a instabilidade dos rios nos trechos à jusante (Silva, 2015). Já na sub-bacia do rio Gongogi, onde as chuvas são mais intensas e frequentes, predominam cursos d'água perenes, tanto nos riachos como nos rios, o que contribui para a formação de rotas de dispersão relativamente contínuas e estáveis possibilitando uma intercomunicação mais frequente entre regiões distantes dentro do sistema hidrográfico.

A extensão do período reprodutivo por algumas espécies é uma tática eficiente no sentido de garantir que o processo reprodutivo não fique restrito a um único período do ciclo anual, garantindo assim a possibilidade de mais eventos reprodutivos e maior chance de sucesso na reprodução diante de ambientes instáveis (Caramaschi & Brito, 2021). É possível caracterizar as populações de *P. fasciatus* e *A. lacustris* como espécies cujo período reprodutivo pode ser modulado de acordo com as características do ambiente, de modo que em ambientes com condições físico-químicas adversas as mesmas espécies apresentam interrupção em sua atividade reprodutiva (Normando *et al.* 2014). Neste sentido Garutti (1989) estudando populações de *A. lacustris* provenientes de distintos

ambientes de um curso d'água da bacia do rio Paraná, encontrou evidências de tipos de comportamento reprodutivos diferentes dessa espécie, indicando desova fracionada na nascente e no curso médio do rio, e desova total na região de desembocadura do rio.

No contexto do Alto Contas, apesar de os peixes se deslocarem para os rios, acabam não investindo todo o seu potencial reprodutivo nestes ambientes, sendo arriscado, por exemplo, permanecerem nos rios, uma vez que estes secam, enquanto os riachos são perenes, garantindo certa estabilidade ao ponto de proporcionar que as espécies suportem condições adversas e possibilitem a reprodução, distribuída ao longo do ano. Sobre este aspecto, o fato de se manter reproduzindo ao longo do ano talvez seja uma estratégia para essas espécies estarem preparadas diante de condições adversas de seca completa, inclusive nos riachos que são tidos como perenes mas que ainda assim estão em um ambiente de clima mais instável. No Gongogi, por sua vez existe maior previsibilidade de chuvas, então as populações podem ajustar para que a reprodução ocorra no momento em que é maior o sucesso para a prole, que é o que se observa na Mata Atlântica como um todo.

Pamponet *et al.* (2008) avaliou, por meio de diferentes metodologias a estrutura genética de populações de *Astyanax aff. bimaculatus* (= *A. lacustris*) em duas bacias hidrográficas da Bahia, mais especificamente em trechos do médio Contas (Bacia do Rio de Contas) e no ribeirão Mineiro, pertencente à bacia adjacente do Recôncavo Sul observando que as diferenças entre populações do mesmo rio foram tão significativas quanto entre bacias hidrográficas distintas. O mesmo autor apontou as características peculiares do ambiente como possível causa dos padrões genéticos encontrados, as quais podem ser trazidas e consideradas no contexto do presente estudo para explicar a variação do padrão reprodutivo das populações sujeitas a diferentes características macroclimáticas.

Outro trabalho de grande relevância que buscou desvendar padrões de similaridade entre populações de *P. fasciatus* nas bacias do rio de Contas e Recôncavo sul foi realizado por Medrado *et al.* (2008), onde verificaram por meio de medidas morfológicas que as espécies de uma mesma bacia eram mais semelhantes entre si, refletindo seu menor grau de isolamento, ao passo que a separação entre bacias hidrográficas evidenciou a diferenciação da população do Recôncavo Sul das demais. Porém os dados citogenéticos revelaram considerável variabilidade cariotípica, assim como a coexistência de diferentes citótipos em uma única bacia hidrográfica, destacando

a aparente plasticidade cromossômica apresentada pela espécie, uma vez que tais similaridades são maiores entre bacias do que dentro da bacia.

Os dados, juntamente com os estudos apresentados demonstram plasticidade das espécies de piabas em relação a características adaptativas que são corroboradas por dados genéticos (Gurgel, 2004; Gomiero & Braga, 2005; Pazza *et al.* 2006; Pazza *et al.* 2008; Pamponet *et al.* 2008; Suárez *et al.* 2017; Silveira *et al.* 2019), cabendo admitir que esses grupos com a sua característica generalista são capazes de se estabelecer em uma variedade de ambientes a fim de desenvolver mecanismos que garantam o seu sucesso reprodutivo, o que se deve a capacidade de *A. lacustris* e *P. fasciatus* se ajustar a diferentes condições ambientais (Orsi *et al.* 2004).

Entre as sub-bacias do Alto Contas e Gongogi não existe um padrão reprodutivo muito claro, porém foram identificados dois grupos de espécies: O primeiro grupo é composto por populações que apresentam quantidades consideráveis de indivíduos reprodutivos ao longo do ano, com um padrão mais constante em relação ao segundo grupo, que é composto por espécies sazonais, apresentando períodos reprodutivos variáveis. Portanto, apesar do ambiente de Caatinga (Alto Contas) possuir uma característica mais sazonal em relação a Mata Atlântica (Gongogi) alguns componentes da ictiofauna do Alto Contas exibem um padrão reprodutivo menos sazonal em relação ao Gongogi, possivelmente devido as condições ambientais que lhes são impostas.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro (Proc. 2012 / 05850-0) e ao ICMBio para a licença de coleta, transporte e manuseio de espécimes de peixes (SISBIO / ICMBio: 33398-2). Agradecemos também à Fundação de Amparo à Pesquisa da Bahia (FAPESB) pela bolsa concedida a Martins, M. S. e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelas bolsas concedidas a Silva, A. T.

Referências bibliográficas

- ABELHA M. C. F., GOULART E. 2008. Population structure, condition factor and reproductive period of *Astyanax paranae* (Eigenmann, 1914) (Osteichthyes: Characidae) in a small and old Brazilian reservoir. Brazilian Archives of Biology and Technology, vol. 51, no. 3, p.503–512.
- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. 2008. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. Bioscience, vol. 58, no. 5, p. 403-414.
- AGOSTINHO, A.A., L.C. GOMES & J.D. LATINI. 2004a. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. Interciencia, vol. 29, no. 6, p. 334-338.
- AGOSTINHO, A.A., S.M. THOMAZ & L.C. GOMES. 2004b. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. Ecohydrology and Hydrobiology, vol. 4, p.255-268.
- ANDRADE, P. M., & BRAGA, F. M. D. S. 2005. Reproductive seasonality of fishes from a lotic stretch of the Grande River, high Paraná river basin, Brazil. Brazilian Journal of Biology, vol. 65, no3, p. 387-394.
- ARANHA, J. M. R., & CARAMASCHI, É. P. 1999. Estrutura populacional, aspectos da reprodução e alimentação dos Cyprinodontiformes (Osteichthyes) de um riacho do sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, vol. 16, p. 637-651.
- ARAÚJO, F. G., NASCIMENTO, A. A., GOMES, I. D., SALES, A., & OLIVEIRA, B. A. 2019. Gonadal development and reproductive period of the characin *Astyanax aff. bimaculatus* (Characiformes: Characidae) in a tropical reservoir in southeastern Brazil. Zoologia (Curitiba), p.36.
- BAILLY, D., AGOSTINHO, A. A., & SUZUKI, H. I. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. River Research and Applications, vol. 24, no. 9, 1218-1229.

BARBIERI, G., DOS SANTOS, M. V. R., & DOS SANTOS, J. M. 1982. Época de reprodução e relação peso/comprimento de duas espécies de *Astyanax* (Pisces, Characidae). Pesquisa Agropecuária Brasileira, vol. 17, no. 7, p. 1057-1065.

BARBIERI, G. 1994. Dinâmica da reprodução do cascudo, *Rineloricaria latirostris* Boulenger (Siluriformes, Loricariidae) do rio Passa Cinco, Ipeúna, São Paulo. Revista Brasileira de Zoologia, vol. 11, p. 605-615.

BRAGA, F.M.S. 1990. Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, Estado do Maranhão e Tocantins, Brasil. Revista Brasileira de Biologia, v. 50, n. 3, p. 547-558.

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, vol. 28, no. 4, p. 365-371.

BRAGA, F. M., GOMIERO, L. M., & SOUZA, U. P. 2008. Aspectos da reprodução e alimentação de *Neoplecostomus microps* (Loricariidae, Neoplecostominae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental (Estado de São Paulo). Acta Scientiarum. Biological Sciences, vol. 30, no. 4, p. 455-463.

BUCKUP P. A. 2003. Família Crenuchidae (dardos sul-americanos). In: Reis RE, Kullander SO, Ferraris CJ (eds) Confirma lista dos peixes de água doce da América do Sul e Central. Edipucrs, Porto Alegre, p. 87-95.

CARAMASCHI, É. P., & BRITO, M. F. G. 2021. Reprodução de peixes de riacho: Estado da arte, métodos e perspectivas. Oecologia Australis, vol. 25, no. 2, p. 343.

CASATTI, L., LANGEANI, F., & CASTRO, R. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. Biota Neotropica, vol. 1, p. 1-15.

CHELLAPPA, S., CÂMARA, M.R., CHELLAPPA, N.T., BEVERIDGE, M.C.M., HUNTINGFORD, F.A., 2003. Reproductive ecology of a Neotropical cichlid fish *Cichla monoculus* (Osteichthyes, Cichlidae). Brazilian Journal of Biology, vol.63, no. 1, p. 17–26.

CHELLAPPA, S., BUENO, R. M., CHELLAPPA, T., CHELLAPPA, N. T., & E VAL, V. M. F. A. 2009. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. Limnologia, vol. 39, no. 4, p. 325-329.

DE CARVALHO, P. A., PASCHOALINI, A. L., SANTOS, G. B., RIZZO, E., & BAZZOLI, N. 2009. Reproductive biology of *Astyanax fasciatus* (Pisces: Characiformes) in a reservoir in southeastern Brazil. Journal of Applied Ichthyology, vol. 25, no. 3, p. 306-313.

DE FRIES, L., ROSA, G. D., SILVA, J. P. D., VILELLA, F. S., & BECKER, F. G. 2018. Reproduction of two loricariid species in a confined river and implications for environmental impacts of dams. *Neotropical Ichthyology*, p.16.

DRUZIAN, R. A., FONSECA, J. R. S., NETO, J. C., DEBONA, T., DOS SANTOS, V. V., DA SILVA, P. R. L., Maciel, a. l., Orsi, c. h., Fernandes, C., Reis, A. N. Fernandes, c., & BAUMGARTNER, G. 2021. Pequena central hidrelétrica afeta a estrutura populacional do lambari do rabo vermelho *Psalidodon aff. fasciatus* (Cuvier 1819). *Research, Society and Development*, vol. 10, no. 10.

DUARTE, S., ARAÚJO, F. G., & BAZZOLI, N. 2011. Reproductive plasticity of *Hypostomus affinis* (Siluriformes: Loricariidae) as a mechanism to adapt to a reservoir with poor habitat complexity. *Zoologia (Curitiba)*, vol. 28, no. 5, p. 577-586.

DUDGEON, D. 2020. Biodiversidade de água doce. Cambridge University Press.

FERREIRA, C. D. P., & CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, vol. 6, no. 3, s.p.

GALVÃO, G. A., SILVA, A. L. B., CARDOSO, A. S., da Silva SANTOS, H., PEREIRA, P. A. N., & RIBEIRO, L. B. 2018. Histomorfometria gonadal comparada de *Astyanax lacustris* (Lütken, 1875) e *Psellogrammus kennedyi* (Eigenmann, 1903)(Characiformes, Characidae) em um reservatório no semiárido brasileiro. *Boletim do Instituto de Pesca*, vol. 42, no. 4, p. 734-748.

GARUTTI, V. 1989. Contribuição ao conhecimento reprodutivo de *Astyanax bimaculatus* em cursos de água da bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, São Paulo, vol. 49, no. 2, p. 489-495.

GOMES, I. D., ARAÚJO, F. G., DO NASCIMENTO, A. A., & SALES, A. 2015. Estratégia reprodutiva de equilíbrio do bagre blindado *Hypostomus auroguttatus* (Siluriformes, Loricariidae) em um rio tropical no Sudeste do Brasil. *Biologia Ambiental dos Peixes*, vol. 98, no. 1, p. 249-260.

GOMIERO, L. M., & BRAGA, F. M. S. 2005. The condition factor of fishes from two river basins in São Paulo state, Southeast of Brazil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, p. 73-78.

GOMIERO, L. M., SOUZA, U. P., & BRAGA, F. M. D. S. 2007. Reprodução e alimentação de *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) em rios do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, SP. *Biota Neotropica*, vol. 7, p. 127-133.

GONÇALVES, C. D. S., SOUZA, U. P., & BRAGA, F. M. D. S. 2011. Estrutura populacional, alimentação e reprodução do lambari-prata *Serrapinnus heterodon* (Characidae, Cheirodontinae) em um reservatório do rio Mogi Guaçu (SP), bacia do alto rio Paraná. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 23, no. 1, p. 13-22.

GURGEL, H. D. C. B. 2004. Estrutura populacional e época de reprodução de *Astyanax fasciatus* (Cuvier) (Characidae, Tetragonopterinae) do Rio Ceará Mirim, Poço Branco, Rio Grande do Norte, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, vol. 21, p. 131-135.

GERY, J. 1977. *Characoids of the World*. T.F.H. Publ., Neptune, NJ.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, vol. 4, no. 1, p. 9.

HIRSCHMANN, A., FIALHO, C. B., & GRILLO, H. C. Z. 2011. Reproduction in *Hemiancistrus punctulatus* Cardoso & Malabarba, 1999 (Siluriformes: Loricariidae): a lotic neotropical fish faced with habitat change due to reservoirs. *Neotropical Biology and Conservation*, vol. 6, no. 3, p. 250-257.

INEMA. Comitê da Bacia Hidrográfica do rio de Contas. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2021. Disponível em <<http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/comites-de-bacias/comites/cbh-contas/>>. Acesso em 03 fev de 2021.

LEAL, C. G., JUNQUEIRA, N. T., & POMPEU, P. S. 2010. Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, vol. 90, no. 2, p. 143-157.

LOURENÇO, L. S., SUÁREZ, Y.R., FLORENTINO, A. C. 2008. Aspectos populacionais de *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915) e *Bryconamericus stamineus* Eigenmann, 1908 (Characiformes; Characidae) em riachos da bacia Ivinhema, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*, vol. 8, p.1-7.

LOWE-McCONNELL, R.H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, p.382.

LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP, p. 534.

LUCINDA, P. H. 2003. Family Poeciliidae. Check list of the freshwater fishes of South and Central America, vol. 555, p. 581.

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, vol. 95, p. 197-203.

MAZZONI, R., & CARAMASCHI, E. P. 1997. Observações sobre a biologia reprodutiva do *hipostomus feminino luetkeni* Lacépède 1803. Ecologia de Peixes de Água Doce, vol. 6, no. 1, p. 53-56.

MAZZONI, R., & PETITO, J. 1999. Reproductive biology of a Tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) of the Ubatiba fluvial system, Maricá-RJ. Brazilian Archives of Biology and Technology, 42.

MCCONNELL, R., & LOWE-MCCONNELL, R. H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press.

MEDRADO, A. S., FIGUEIREDO, A. V. A., WALDSCHMIDT, A. M., AFFONSO, P. R. A. D. M., & CARNEIRO, P. L. S. 2008. Cytogenetic and morphological diversity in populations of *Astyanax fasciatus* (Teleostei, Characidae) from Brazilian northeastern river basins. Genetics and Molecular Biology, vol. 31, p. 208-214.

MENEZES, M. S. D., & CARAMASCHI, É. 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, vol. 43, p. 229-233.

MENEZES N. A., WEITZMAN S. H., OYAKAWA O. T., LIMA F. C. T., Castro, R. M., & WEITZMAN, M. J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.

MORAES, M. B., POLAZ, C. N. M., CARAMASCHI, E. P., DOS SANTOS JÚNIOR, S., SOUZA, G., & CARVALHO, F. L. 2017. Espécies exóticas e alóctones da bacia do Rio Paraíba do Sul: implicações para a conservação. Biodiversidade Brasileira-BioBrasil, no. 1, p. 34-54.

NEVES, J. B., GUBIANI, É. A., LEANDRO DA SILVA, P. R., BAUMGARTNER, D., & BAUMGARTNER, G. 2020. Reproduction of fishes of the Verde River, upper Paraná River Basin, Brazil. Revista de Biología Tropical, vol. 68, no. 3, p. 833-846.

NORMANDO, F. T., SANTIAGO, K. B., GOMES, M. V. T., RIZZO, E., & BAZZOLI, N. 2014. Impact of the Três Marias dam on the reproduction of the forage fish Brazil *Astyanax bimaculatus* and *A. fasciatus* from the São Francisco River, downstream from the dam, southeastern. Environmental biology of fishes, vol. 97, no. 3, p. 309-319.

- 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, vol. 21, p. 207-218.
- PAMPONET, V. D. C. C., CARNEIRO, P. L. S., AFFONSO, P. R. A. D. M., MIRANDA, V. S., SILVA JÚNIOR, J. C., OLIVEIRA, C. G. D., & GAIOTTO, F. A. 2008. A multi-approach analysis of the genetic diversity in populations of *Astyanax aff. bimaculatus* Linnaeus, 1758 (Teleostei: Characidae) from Northeastern Brazil. Neotropical Ichthyology, vol. 6, no. 1, p. 621-630.
- PARKINSON, D., PHILIPPART, J.C., & BARAS, E. 1999. Uma investigação preliminar sobre a desova de migrações de grayling em um pequeno fluxo, conforme determinado pelo rastreamento por rádio. Revista de Biologia dos Peixes, vol. 55, no. 1, p. 172-182.
- PAZZA, R., KAVALCO, K. F., & BERTOLLO, L. A. C. 2006. Chromosome polymorphism in *Astyanax fasciatus* (Teleostei, Characidae). 1. Karyotype analysis, Ag-NORs and mapping of the 18S and 5S ribosomal genes in sympatric karyotypes and their possible hybrid forms. Cytogenetic and Genome Research, vol. 112, no. 3-4, p. 313-319.
- PAZZA, R., KAVALCO, S. A. F., PENTEADO, P. R., KAVALCO, K. F., & DE ALMEIDA-TOLEDO, L. F. 2008. The species complex *Astyanax fasciatus* Cuvier (Teleostei, Characiformes) a multidisciplinary approach. Journal of Fish Biology, vol. 72, no. 8, s.p.
- PEREIRA, M. J., VIANA, L. F., SAIS, M. H. B., & SÚAREZ, Y. R. 2020. Reproduction of *Hypoptopoma inexpectatum* (Holmberg, 1893)(Siluriformes, Loricariidae) in the Southern Pantanal Floodplain, Upper Paraguay River Basin, Brazil. Brazilian Journal of Biology, vol. 81, p. 326-334.
- PINTO, B.C.T.; ARAÚJO, F.G. & HUGHES, R.M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. Hydrobiologia, vol. 556, no. 1, p. 69-83.
- PORTELLA, A. C., ARSENTALES, A. D., CAVALLARI, D. E., & SMITH, W. S. 2021. Effect of seasonality on the reproduction of Characiformes fish in a Neotropical river. Iheringia. Série Zoologia, p.111.
- PRADO, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul. Ecologia e conservação da Caatinga, vol. 2, p. 3-74.
- RATTON, T.F.; N. BAZZOLI & G.B. SANTOS. 2003. Reproductive biology of *Apareiodon affinis* (Pisces: Parodontidae) in the Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. Journal of Applied Ichthyology, Berlin, vol. 19, no. 6, p. 387-390.

REZNICK, D. N., & BRYGA, H. A. 1996. Life-history evolution in guppies (*Poecilia reticulata*: Poeciliidae). V. Genetic basis of parallelism in life histories. The american naturalist, vol. 147, no. 3, p. 339-359.

RONDINELLI, G. R., & BRAGA, F. M. D. S. 2010. Reproduction of the fish community of Passa Cinco Stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo State, Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Biology, vol. 70, p. 181-188.

SHIBATTA, O. A., ORSI, M. L., BENNEMANN, S. T., & SILVA-SOUZA, A. T. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. A bacia do rio Tibagi, vol. 1.

SILVA, A. T. 2015. Composição e estrutura das assembleias de riachos da bacia do Rio de Contas, Bahia, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia). Universidade Estadual Paulista- UNESP. p. 116.

SILVA, A. T., CHAGAS, R. J., SANTOS, A. C. D. A., ZANATA, A. M., RODRIGUES, B. K., POLAZ, C. N. M., ... & CAMELIER, P. 2020. Peixes de água doce do Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. Biota Neotropica, vol. 20, no. 4.

SILVEIRA, E. L., ARANHA, J. M., MENEZES, M. S., & VAZ-DOS-SANTOS, A. M. 2019. Reproductive dynamics, age and growth of *Astyanax aff. fasciatus* in a Neotropical basin. Marine and Freshwater Research, vol. 71, no. 6, p. 670-683.

SOUZA, F., & TOZZO, R. A. 2013. *Poecilia reticulata* Peters 1859 (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) como possível bioindicador de ambientes degradados. Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade, vol.3, no. 2, p. 162-175.

SÚAREZ, Y. R., SILVA, E. A., & VIANA, L. F. 2017. Biologia reprodutiva de *Astyanax lacustris* (Characiformes: Characidae) na planície alagada sul do Pantanal, bacia do alto rio Paraguai, Brasil. Biologia Ambiental dos Peixes, vol. 100, no. 7, p. 775-783.

UIEDA, V. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em riacho de água doce. Revista Brasileira de Biologia, vol. 44, no. 2, p. 203-213.

VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Eduem, Maringá, PR. p.169.

WINEMILLER, K. O. 1987. Tests of ecomorphological and community level convergence among neotropical fish assemblages. Ph.D. dissertn., University of Texas, Austin.

WINEMILLER K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. Oecologia, vol, 81, p. 225-241.

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*, vol. 49, no. 10, p. 2196-2218.

WOOTTON, R. J. 1984. A functional biology of sticklebacks. Univ of California Press.

WOOTTON, R. J., & SMITH, C. 2014. *Biologia reprodutiva de peixes teleost*. John Wiley & Sons.

ZANATTA, A. M., & SERRA, J. P. 2010. *Hasemanian piatan*, a new characid species (Characiformes: Characidae) from headwaters of rio de Contas, Bahia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, vol. 8, no. 1, p. 21-26.

ZANATTA, N., DE MELLO CIONEK, V., & BENEDITO, E. 2013. Reproductive strategies of fish populations from three Neotropical streams. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, vol. 35, no. 2, p. 185-194.

ZANATTA, A. M., BURGER, R., VITA, G., & CAMELIER, P. 2019. A new species of *Astyanax* (Characiformes: Characidae) from the rio de Contas basin, Bahia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, vol. 17, no. 3.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

CAPÍTULO 2: INTENSIDADE REPRODUTIVA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA BACIA DO RIO DE CONTAS, ESTADO DA BAHIA, NORDESTE DO BRASIL

Manuela de Souza Martins^{1*}, André Teixeira da Silva¹, Juliana Zina¹

¹Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Av. José Moreira Sobrinho, s/n, Jequiezinho, CEP: 45206-190 Jequié, BA, Brasil. (MSM)

manu.smartins228@gmail.com (autora para correspondência), (ATS)
silva.at@gmail.com, (JZPR) juliana.zina@uesb.edu.br.

Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar a intensidade reprodutiva das assembleias de peixes de riachos pertencentes a duas sub-bacias da bacia do rio de Contas (sub-bacia do Alto Contas e sub-bacia do Gongogi), localizadas em dois biomas distintos (Caatinga e Mata Atlântica), por meio do Índice de Intensidade Reprodutiva (IR). Os peixes foram coletados entre os meses de novembro de 2012 e novembro de 2013, período no qual foram realizadas quatro campanhas trimestrais, abrangendo deste modo um ciclo sazonal. As capturas foram realizadas por meio de pesca elétrica em um total de 18 pontos amostrais, sendo nove na sub-bacia do Alto Contas e nove na sub-bacia do rio Gongogi. Os maiores valores de IR foram observados no período entre novembro/dezembro e fevereiro/março em ambas as sub-bacias, mostrando que, aparentemente, a maior intensidade reprodutiva está associada ao período de chuvas. Nos riachos do Alto Contas, o pico da intensidade reprodutiva parece estar sincronizado com o início do período chuvoso, ao passo que nos riachos da sub-bacia do rio Gongogi a intensidade reprodutiva se mantém elevada ao longo de todo o período mais chuvoso. Em relação a variação espacial, os maiores valores de IR foram observados em riachos menores, o que provavelmente está associado a distribuição mais restrita das espécies observadas nestes locais. Informações sobre a biologia reprodutiva das comunidades de peixes são fundamentais para o melhor entendimento da história de vida das espécies, assim como para o planejamento de medidas de conservação e manejo.

Palavras-chave: Reprodução, Ictiofauna, Estrutura Reprodutiva, NMAF, Sazonalidade reprodutiva.

Introdução

O sucesso reprodutivo alcançado por qualquer espécie é determinado pela sua capacidade de se reproduzir nos mais diversos tipos de ambientes, nos quais a sua prole viável garantirá a manutenção da habilidade em explorar diversos meios (Vazzoler, 1996). Onde, quando e quais os recursos destinados à reprodução são requisitos essenciais para que a espécie possa ter sucesso na reprodução, sendo necessário que exista um período no qual se tenha condições favoráveis para que o processo reprodutivo ocorra de forma a garantir maiores taxas de sobrevivência aos indivíduos em estágio inicial de vida (Wootton, 1999).

Para espécies neotropicais, o período reprodutivo se concentra na primavera e no verão (Lowe-McConnell, 1999), quando os regimes de chuva são mais intensos, resultando em uma maior área de corpo d'água potencial a ser explorada, garantindo abrigo e proteção aos indivíduos jovens das populações (Vazzoler, 1996; Agostinho *et al.* 2004; Andrade & Braga, 2005). Não apenas o regime de chuvas, mas o fotoperíodo e a temperatura também são sinalizadores da ocorrência de condições favoráveis à desova. Esse conjunto de sinais modulam e atuam em diferentes fases do desenvolvimento gonadal (Wootton & Smith, 2014), podendo resultar em padrões de atividade reprodutiva sazonal. As diferentes estratégias reprodutivas apresentadas pelas espécies também podem atuar no período de atividade reprodutiva (Garutti, 1989, Vazzoler, 1996), de modo que a interação desses fatores pode resultar em padrões típicos ou específicos, ocasionando períodos reprodutivos variáveis que atendam às necessidades de cada espécie.

A avaliação da dinâmica reprodutiva de comunidades ícticas requer medidas minuciosas e precisas a respeito da fisiologia, anatomia e comportamento das espécies componentes das comunidades e, em alguns casos, nem sempre esse conjunto de dados pode ser garantia da informação desejada, uma vez que para algumas espécies são amostrados estratos de populações em constante deslocamento (Vazzoler, 1996). A comparência de indivíduos com gônadas classificadas como maduras em uma parte da área de ocorrência não é indicativo seguro de que a desova ocorra em tal local, visto que os indivíduos podem ali permanecer pela oportunidade de alimentar-se e concluir o desenvolvimento gonadal para partirem para locais estabelecidos como área de desova

(Vazzoler, 1996). Uma forma de determinar se, e em que intensidade, ocorre desova no sistema é através do Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) (Vazzoler, 1996). Por meio dessa análise é possível identificar a presença de indivíduos prontos para reproduzir e a sua representatividade na área.

No presente estudo avaliamos a variação na intensidade reprodutiva ao longo do ciclo anual das assembleias de peixes de riachos pertencentes a sub-bacia do Alto Contas, imersa no bioma Caatinga na região da Chapada Diamantina, e sub-bacia do rio Gongogi, inserida no bioma da Mata Atlântica. Essas sub-bacias pertencem a bacia do Rio de Contas, localizada na região Centro-Sul do estado da Bahia. Temos como hipóteses que: 1) a intensidade reprodutiva será mais elevada nos períodos com maior intensidade de chuvas; 2) pelo fato das duas sub-bacias diferirem quanto ao clima, sendo que no Alto Contas (Caatinga) a sazonalidade é mais marcada e o montante de chuvas é menor, esperamos que a variação da intensidade reprodutiva ao longo do ano seja mais elevada neste comparado aos riachos do rio Gongogi; e 3) as variáveis abióticas observadas para os pontos de amostragem correlacionam-se positivamente com os valores de Intensidade reprodutiva (IR).

Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio de Contas possui área de 55.483 km², englobando cerca de 76 municípios (INEMA, 2021). Sua nascente está localizada no município de Piatã, a 1.600m de altitude entre as Serras do Atalho e da Tromba, e sua foz é no Oceano Atlântico, no município de Itacaré. A bacia está contida na Ecorregião aquática da Mata Atlântica Nordeste (Abell *et al.* 2008), tendo como seus rios principais as sub-bacias do Alto Contas, Brumado, Gavião, rio do Antônio, Sincorá, Gentio, Baixo Contas, Gongogi, sub-bacia litorânea e de Transição. A bacia do rio de Contas apresenta três tipos de clima: semi-árido, subúmido e úmido, sendo o semi-árido predominante, presente em 51% do seu território, mais especificamente nos seus trechos superior e médio, com precipitações anuais inferiores a 700mm (INEMA, 2021) (Figura 1).

O presente estudo foi realizado em duas das sub-bacias do rio de Contas, as quais contemplam dois biomas (Figura 2). A sub-bacia do Alto Contas está inserida na

Caatinga, onde seus riachos são na maioria perenes (SRHSH, 1993), a vegetação encontra-se fortemente influenciada pelo bioma Cerrado em que são encontradas fisionomias como Campo Rupestre, Campo Limpo e Cerrado, embora ocorram também representativos remanescentes de Caatinga Arbórea/Arbustiva (IBGE, 2004). A sub-bacia do rio Gongogi está localizada em uma região de Mata Atlântica onde se encontram remanescentes de Floresta Atlântica Estacional de Interior e Floresta Atlântica Estacional Costeira. Além de Mata Atlântica, áreas remanescentes de pasto e cabruca (mata de cacau) também estão presentes na paisagem (IBGE, 2004).

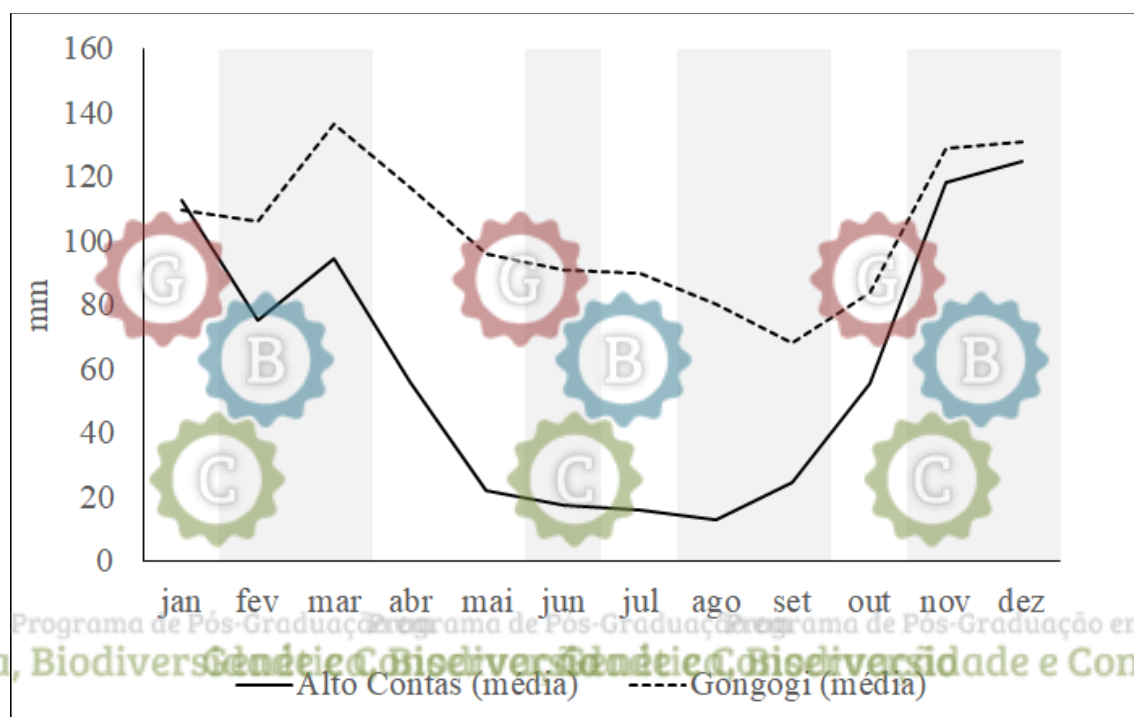


Figura 1. Pluviosidade total mensal histórica (média dos últimos 30 anos) para a região da sub-bacia do Alto Contas - AC (média entre os valores obtidos para os municípios de rio de Contas e Piatã) e para a região da sub-bacia do rio Gongogi (média entre os valores obtidos para os municípios de rio de Contas e Piatã) e para a região da sub-bacia do rio Gongogi (média entre os valores obtidos para os municípios de Gongogi, Dario Meira, Coaraci e Ibicuí) (Fonte: Climatempo - INMET/CFS/Interpolação).

2.2. Delineamento Amostral

Os peixes foram coletados durante o estudo realizado por Silva (2015), no qual foram realizadas quatro campanhas trimestrais, entre os meses de novembro de 2012 e novembro de 2013, abrangendo deste modo um ciclo sazonal.

A campanha 1 abrangeu os meses de novembro a dezembro, seguida pela campanha 2, onde a amostragem ocorreu nos meses de fevereiro e março. A campanha 3 no mês de junho e a Campanha 4 foi realizada nos meses de agosto a setembro.

2.3. Coleta do material biológico

Foram amostrados 18 trechos de riachos, sendo nove localizados na sub-bacia do Alto Contas e nove na sub-bacia do rio Gongogi (Figura 2). A captura foi realizada por meio de pesca elétrica (aparelho Smith-Root backpack eletrofischer; modelo LR-24; 800V DC), sendo que em cada riacho foi percorrido um trecho de 50 metros, sentido jusante-montante. Os peixes submetidos ao campo elétrico foram imediatamente coletados com puçás. Os indivíduos coletados foram eutanasiados com solução de benzocaína 1g/L, fixados e fixados em formaldeído a 10% e conservados em sacos plásticos devidamente identificados contendo álcool (70%).

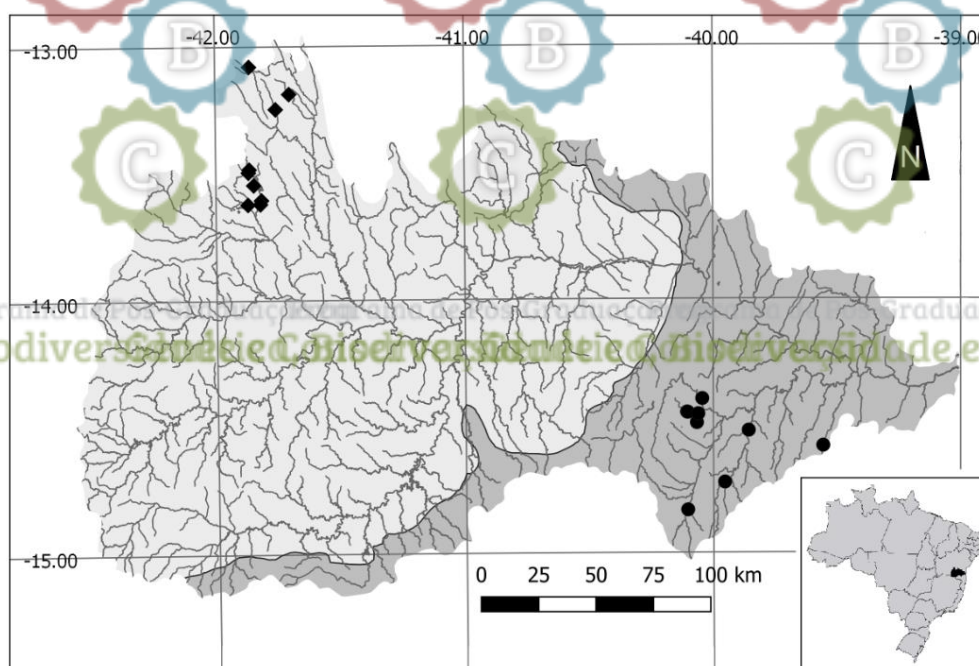


Figura 2. Bacia hidrográfica do Rio de Contas (Bahia, Brasil) com os pontos de amostragem nas duas sub-bacias avaliadas (círculos - pontos amostrados pertencentes à sub-bacia do Rio Gongogi; diamante - pontos amostrais pertencentes à sub-bacia do Alto Contas) Cinza claro: Bioma Caatinga; Cinza escuro: Bioma Mata Atlântica.

2.4. Análise de dados

Em laboratório foram tomados os seguintes dados biométricos de cada espécime: peso total, comprimento total e comprimento padrão. Após incisão abdominal, foi determinado o sexo, estágio de maturação gonadal e peso das gônadas (Braga, 1990).

O estágio de maturação gonadal de cada exemplar foi determinado macroscopicamente, quando possível, ou sob estereomicroscópio, considerando-se os seguintes aspectos: cor, transparência, vascularização superficial e, no caso de ovários, a visualização e aparência dos ovócitos (Vazzoler, 1996). As categorias atribuídas aos estádios de maturação gonadal (EM) são: A (gônadas imaturas), B (em maturação ou em repouso), C (gônadas maduras) e D (esgotadas).

A intensidade reprodutiva das assembleias de peixes nas diferentes campanhas, riachos e sub-bacias foi avaliada por meio do Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) (Vazzoler, 1996). Este método baseia-se na relação entre a frequência de indivíduos fêmeas com gônadas maduras (EM = C) e a porcentagem da média do valor da relação gonadossomática (RGS) das espécies em relação ao valor máximo de RGS observado em toda a amostragem da população. O RGS é calculado por meio da divisão do peso gonadal (PG) pelo peso corporal do indivíduo (PC), multiplicado por 100, tendo como finalidade a obtenção da porcentagem que as gônadas representam no peso total do indivíduo por meio da função: $RGS = PG/(PC) * 100$. Com estes resultados, as espécies foram classificadas em: 1) desova massiva - DM; 2) desova ocasional - DO; 3) maturação incipiente - MI; e 4) sem atividade reprodutiva - SAR (Vazzoler, 1996). Para cada uma destas categorias foi atribuído um peso (P) da seguinte forma: DM: P = 4; DO: P = 2; MI: P = 1; SAR: P = 0. Posteriormente, o IR foi calculado a partir da média ponderada do número de espécies observadas para cada categoria, atribuindo a estas os respectivos pesos.

$$IR = \frac{\sum P * Nsp}{\sum Nsp}$$

Sendo: P = pontuação de cada categoria; Nsp = número de espécies por categoria.

Alguns critérios foram estabelecidos para a inclusão das espécies no cálculo do IR, como forma de evitar que espécies pouco abundantes interferissem na análise (ver Vazzoler 1996), como segue: 1) somente espécies que apresentaram pelo menos 10% de fêmeas reprodutivas (EM = C ou D) em relação a todos os indivíduos amostrados da respectiva espécie foram selecionadas para o cálculo do IR (1º critério) e 2) para o cálculo do IR para cada campanha, em cada sub-bacia, foram consideradas somente as espécies

que apresentaram no mínimo 10 indivíduos fêmeas na respectiva campanha (2º critério - sazonalidade), 3) para a comparação entre os riachos, foram consideradas para cada ponto de amostragem somente as espécies que apresentaram seis indivíduos fêmeas no respectivo ponto (3º critério – ponto) e 4) o valor de IR foi calculado apenas para os pontos em que as espécies selecionadas representavam no mínimo 50% da abundância total do respectivo ponto (4º critério – ponto).

Para definir as categorias reprodutivas das espécies, foi definido como valor significativo de IR do estrato de acordo com os valores de referência (%C) e (%RGS_{máx}). Onde a (%C) foi expressa por frequências iguais ou superiores a 15% de indivíduos com gônadas maduras, e o (%RGS_{máx}) representando o estado funcional destes ovários, sendo a evidência de desova no sistema apresentando valores iguais ou superiores a 30% (Vazzoler, 1996).

Os valores de IR foram comparados por trimestre e por sub-bacia por meio de análise gráfica. A relação entre os valores de IR obtidos para cada ponto de amostragem e as características abióticas destes foi avaliada por meio de uma regressão linear múltipla. Para tanto, foram considerados os valores médios entre campanhas das variáveis abióticas utilizadas em Silva (2015) (ver tabela 1). Para identificar as variáveis colineares, estas foram confrontadas entre si por meio de uma análise de correlação, em que foram consideradas variáveis autocorrelacionadas quando o valor de *r* foi igual ou maior do que 0,60. Após essa primeira triagem, foi implementado um procedimento de seleção passo-a-passo (*stepwise forward selection*) como forma de identificar o melhor conjunto de variáveis para o modelo de regressão linear, para o que foram selecionadas as seguintes variáveis: largura, profundidade, área da captação e pH.

Tabela 1. Mediana, valores mínimos (Min.) e máximos (Max.) das variáveis abióticas avaliadas nos pontos de amostragem de ictiofauna da bacia do rio de Contas. As variáveis autocorrelacionadas, que foram excluídas das demais análises, estão indicadas pelo X.

VARIÁVEIS	Mediana	Min.	Max.	Colineares
Altitude (m)	531	160	1330	X
Composição do Substrato (%)				X
Areia	16,7	0,9	88,7	
Cascalho/Seixo	7,6	0,0	86,7	X
Matacão/Leito de Pedra	51,0	0,0	99,1	X

VARIÁVEIS	Mediana	Min.	Max.	Colineares
Material Vegetal Acumulado	6,45	0,0	88,9	X
Cobertura do Dossel (%)	40,0	0,0	83,1	X
Velocidade da Correnteza Média (m/s)	1,5	0,0	6,9	X
Profundidade Média (m)	23,8	9,7	59,1	
Largura Média (m)	4,5	1,5	15,0	
Temperatura da Água (°C)	23,7	17,0	30,4	
Condutividade	0,01	0,00	0,28	X
pH	6,7	3,6	8,2	
Oxigênio Dissolvido na Água	7,7	1,0	9,4	X
Área de Captação (Km ²)	71,44	13,89	1060,91	
Precipitação Anual (mm)	942	691	1249	
Sazonalidade (Coeficiente de Variação da Pluviosidade Mensal)	50,69	22,02	75,73	

Resultados

Um total de 6021 espécimes, representando 39 espécies, foram analisados (Tabela 2). Destas, 16 espécies atenderam o critério de seleção para o cálculo do IR entre as campanhas (Tabela 2), sendo que para a sub-bacia do Alto Contas foram consideradas oito espécies: *Astyanax gr. lacustris*, *Characidium sp.1*, *Hyphessobrycon brumado*, *Parotocinclus jimi*, *Poecilia reticulata*, *Psalidodon fasciatus*, *Serrapinnus heterodon* e *Rhamdia gr. quelen*, e para a sub-bacia do rio Gongogi, 12 espécies: *A. lacustris*, *Apareiodon cf. itapicuruensis*, *Cetopsorhamdia sp.*, *Characidium sp.1*, *Characidium sp.2*, *Deuterodon burgerai*, *Hemigrammus aff. marginatus*, *Pareiorhaphis sp.2*, *Phenacorhamdia cf. tenebrosa*, *Parotocinclus cristatus*, *P. reticulata* e *P. fasciatus*.

Tabela 2. Número de indivíduos das diferentes espécies de peixes avaliadas nas sub-bacias do Alto Contas e Gongogi, pertencentes ao Rio de Contas (BA), classificadas de acordo com suas

respectivas ordens. Os dados são correspondentes às campanhas 1 (nov-dez/2012), 2 (fev-mar/2013), 3 (jun/2013) e 4 (ago-set/2013). Adaptada de Silva (2015).

Diagnose taxonômica	Código	Alto Contas	Gongogi	Total geral
Characiformes		1427	2038	3465
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	Ac_fal		1	1
<i>Apareiodon</i> cf. <i>itapicuruensis</i> Eigenmann & Henn, 1916	Ap_ita		20	20
<i>Astyanax</i> gr. <i>lacustris</i> (Lütken, 1875)	As_lac	75	48	123
<i>Characidium</i> sp.1 (aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909)	Ch_sp1	67	90	157
<i>Characidium</i> sp.2 (aff. <i>timbuiensis</i> Travassos 1946)	Ch_sp2		263	263
<i>Cyphocharax pinnilepis</i> (Vari, Zanata & Camelier, 2010)	Cy_pin		43	43
<i>Deuterodon burgerai</i> (Zanata & Camelier 2009)	Dt_burg		204	204
<i>Hasemania piatan</i> (Zanata & Serra, 2010)	Ha_pia	3		3
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>marginatus</i> Ellis, 1911	He_mar	11	423	434
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Ho_bra	1	10	11
<i>Hoplias brasiliensis</i> (Spix & Agassiz 1829)	Ho_mal	23	24	47
<i>Hyphessobrycon brumado</i> (Zanata & Camelier, 2010)	Hy_bru	369		369
<i>Leporinus bahiensis</i> Steindachner 1875	Le_bah		6	6
<i>Megaleporinus brinco</i> (Birindeli, Menezes & Britski, 2013)	Mg_bri	2	1	3
<i>Nematocharax venustus</i> Weitzman, Menezes & Britski, 1986	Ne_ven		18	18
<i>Oligosarcus macrolepis</i> (Steindachner, 1877)	Ol_mac		5	5
<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Ps_fas	315	702	1017
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	Se_het	2	30	32
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	Se_pia	559		559
<i>Serrasalmus brandtii</i> (Lütken, 1875)	Se_bra		150	150
Siluriformes		925	1224	2149
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	Ce_sp	4	130	134
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Ho_lit	2		2
<i>Hypostomus</i> sp.1	Hy_sp1		402	402
<i>Hypostomus</i> sp.2	Hy_sp2		110	110
<i>Hypostomus</i> sp.3	Hy_sp3	191		191
<i>Ituglanis</i> cf. <i>agreste</i> Lima, Neves & Campos-Paiva, 2013	It_agr	9	10	19
<i>Pareiorhaphis</i> sp.1	Pa_sp1	81		81
<i>Pareiorhaphis</i> sp.2	Pa_sp2		282	282
<i>Parotocinclus cristatus</i> Garavello, 1977	Pt_cri	9	61	70
<i>Parotocinclus jimi</i> Garavello, 1977	Pt_jim		7	7
<i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>tenebrosa</i> (Schubart 1964)	Ph_ten		93	93
<i>Pimelodella</i> sp.	Pi_sp	301	2	303
<i>Rhamdia</i> gr. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	Rh_que	49	11	60
<i>Trichomycterus</i> cf. <i>tete</i> Barbosa & Costa, 2011	Tr_tet	279	116	395
Cichliformes		16	196	212
<i>Cichlasoma</i> gr. <i>sanctifranciscense</i> Kulander, 1983	Ci_san			
<i>Geophagus</i> gr. <i>brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Ge_bra	16	196	212
Gymnotiformes		9	4	13
<i>Gymnotus bahianus</i> Campos-da-Paz & Costa 1996	Gy_ba	9	4	13
<i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i> Linnaeus 1758	Gy_car			
Cyprinodontiformes		124	58	182



Diagnose taxonômica	Código	Alto Contas	Gongogi	Total geral
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859	Po_ret	124	58	182
Total Geral	Total Geral	2501	3520	6021

A Tabela 3 sumariza para cada campanha e sub-bacia as informações quanto à proporção de fêmeas maduras ($EM = C$) e o valor médio do RGS_c em relação ao $RGS_{máx}$ para cada espécie considerada.

Tabela 3. Frequência de indivíduos com ovários maduros (%C), valores médios de RGS_c e % $RGS_{máx}$ para as espécies mais representativas nas campanhas 1 (nov-dez/2012), 2 (fev-mar/2013), 3 (jun/2013) e 4 (ago-set/2013).

Espécies – Cód. (RGS máx.)	Campanhas											
	1			2			3			4		
	%C	RGS_c	% $RGS_{máx}$	%C	RGS_c	% $RGS_{máx}$	%C	RGS_c	% $RGS_{máx}$	%C	RGS_c	% $RGS_{máx}$
Sub-bacia do Alto Contas												
As_lac (20.5)	33.30	15.0	73.4	38.89	9.300	45.30	0.00	---	---	*	*	*
Ch_sp.1 (29.6)	57.14	21.2	71.4	35.00	9.500	32.00	4.17	12.300	41.40	*	*	*
Hy_bru (20.8)	23.44	11.4	54.7	30.30	11.400	54.49	6.85	8.100	39.10	15.05	7.000	33.70
Po_ret (38.6)	34.62	15.4	39.9	47.06	9.200	23.70	37.21	18.400	47.60	39.47	15.000	38.80
Ps_fas (27.5)	24.07	16.1	58.7	22.02	8.700	31.70	4.76	6.600	24.20	22.00	6.300	23.10
Pt_jim (26.4)	34.40	6.5	24.5	23.33	9.400	35.70	9.80	4.700	17.60	8.96	4.800	18.20
Rh_quel (26.9)	*	*	*	5.88	2.230	8.28	*	*	*	*	*	*
Se_het (13.2)	40.98	9.6	72.7	1.88	5.600	42.70	0.00	---	---	0.00	---	---
Sub-bacia do rio Gongogi												
Ap_ita (14.8)	*	*	*	40.00	7.9	53.4	*	*	*	*	*	*
As_lac (20.5)	*	*	*	6.45	8.3	40.9	*	*	*	*	*	*
Ce_sp (19.3)	23.53	11.2	58.2	21.43	10.3	53.3	0.00	---	---	4.55	7.7	40.1
Ch_sp.1 (29.6)	*	*	*	26.67	9.7	32.9	0.00	---	---	0.00	---	---
Ch_sp.2 (26.3)	34.78	13	49.5	34.41	10.6	40.3	9.09	5.7	21.7	24.64	7.6	28.9
Dt_burg (19.3)	27.78	12.6	65.4	24.58	6.4	33.2	15.79	7.3	37.7	12.90	8.6	44.6
He_mar (10.5)	2.44	5.7	55.0	14.08	6.8	65.4	8.22	6.8	65.4	10.91	5.6	53.3
Pa_sp.2 (17.4)	16.28	6.4	36.9	9.89	10	57.3	0.00	---	---	13.70	9.3	53.7
Ph_ten (15.3)	35.29	3.9	25.3	23.08	10.1	66.0	0.00	---	---	10.00	2.1	13.5
Po_ret (38.6)	*	*	*	*	*	*	74.07	18.2	47.1	66.67	19.8	51.4
Ps_fas (27.5)	25.12	9.3	33.8	20.27	6.2	22.4	5.06	5.6	20.3	3.11	5.1	18.4
Pt_cri (19.3)	45.83	3.8	19.5	59.46	10.6	54.9	56.00	3.9	20.2	28.57	6.2	32.3

*Espécies que não atenderam ao segundo critério de triagem (ver Materiais e métodos); --- Ausência de dados.

As espécies foram alocadas em categorias reprodutivas por período e por sub-bacia, assim como os valores representados por cada categoria (Tabela 4). Para ambas as sub-bacias, o número de espécies classificadas como desova massiva (DM) foi proporcionalmente maior nas campanhas 1 e 2, ao passo que espécies sem atividade reprodutiva (SAR), foram mais frequentes na campanha 3 e, secundariamente, na campanha 4. Deste modo, os maiores valores de IR foram observados nas campanhas 1 e 2 para ambas as sub-bacias (Tabela 4, Figura 3).

Tabela 4. Categorias reprodutivas (DM: Desova massiva; DO: Desova ocasional; MI: Maturação incipiente e SAR: Sem atividade reprodutiva) e valores de Intensidade Reprodutiva (IR) por sub-bacia para os códigos das espécies (tabela 2) nos quatro períodos de coleta Correspondentes às campanhas 1, 2 3 e 4.

Espécie – Cód.	Campanhas			
	1	2	3	4
Sub-bacia do Alto Contas				
As_lac	DM	DM	SAR	-
Ch_sp.1	DM	DM	DO	-
Hy_bru	DM	DM	DO	DM
Po_ret	DM	MI	DM	DM
Ps_fas	DM	DM	SAR	MI
Pt_jim	MI	DM	SAR	SAR
Rh_qual	-	SAR	-	-
Se_het	DM	DO	SAR	SAR
IR	3,4	2,9	1,1	1,8
Sub-bacia do Gongogi				
Ap_ita	-	DM	-	-
As_lac	-	DO	-	-
Ce_sp	DM	DM	SAR	DO
Ch_sp.1	-	DM	SAR	SAR
Ch_sp.2	DM	DM	SAR	MI
Dt_burg	DM	DM	DM	DO
He_mar	DO	DO	DO	DO
Pa_sp.2	DM	DO	SAR	DO
Ph_ten	MI	DM	SAR	SAR
Po_ret	-	-	DM	DM
Ps_fas	DM	MI	SAR	SAR
Pt_cri	MI	DM	MI	DM
IR	3	3,2	1,1	1,7

-Ausência de dados

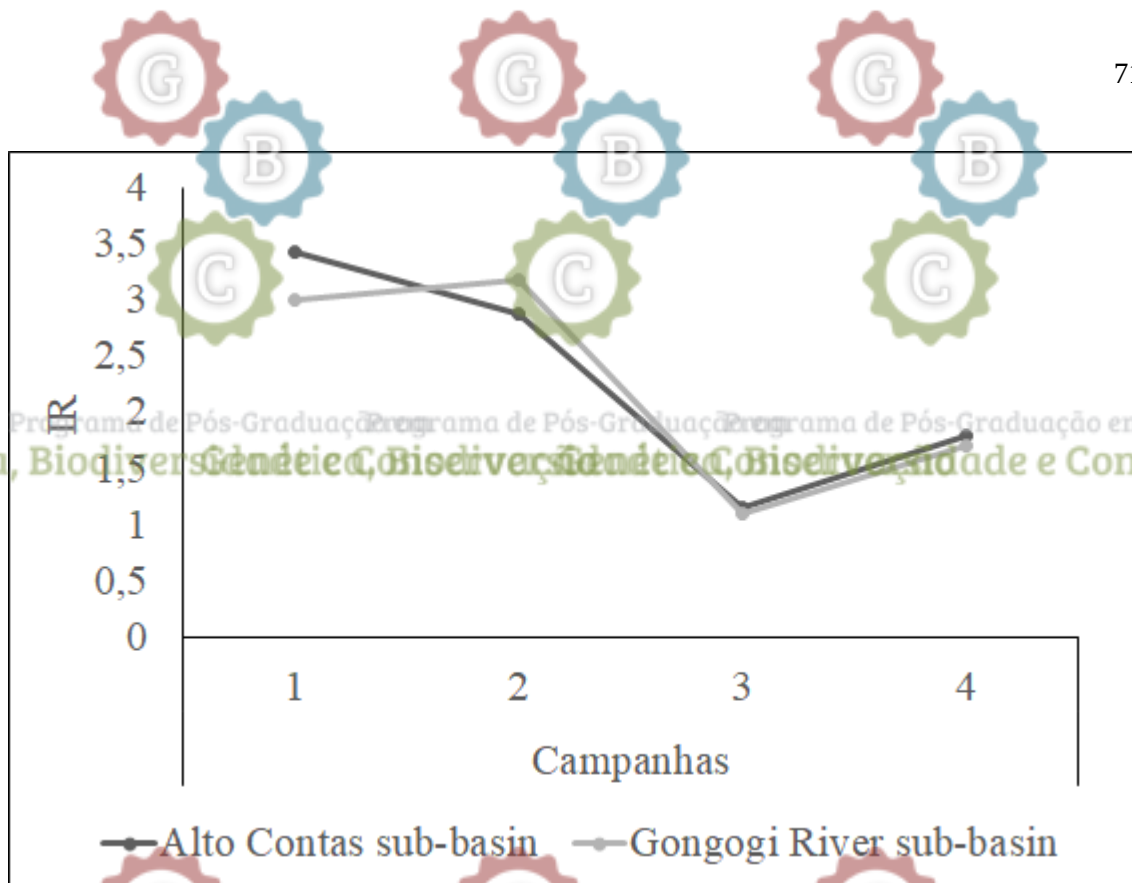


Figura 3. Representação gráfica da variação entre campanhas do Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) das espécies mais representativas nas sub-bacias do Alto Contas (AC) e do rio Gongogi (GG), bacia do rio de Contas (BA).

Na sub-bacia do Gongogi, os valores de IR diferiram pouco entre as campanhas 1 e 2 (3 e 3,2, respectivamente) comparado ao observado para as assembleias pertencentes a sub-bacia do Alto Contas (3,4 e 2,9; respectivamente). Em relação as duas campanhas restantes, as sub-bacias exibiram valores muito similares (Figura 3).

Os valores de IR por ponto de amostragem variaram entre 2,0 e 4,0, sendo os maiores valores obtidos para o ponto AC2, AC9 e GG9 e os menores para os pontos AC10, GG3 e GG5 (Tabelas 5 a 8, Figura 4).

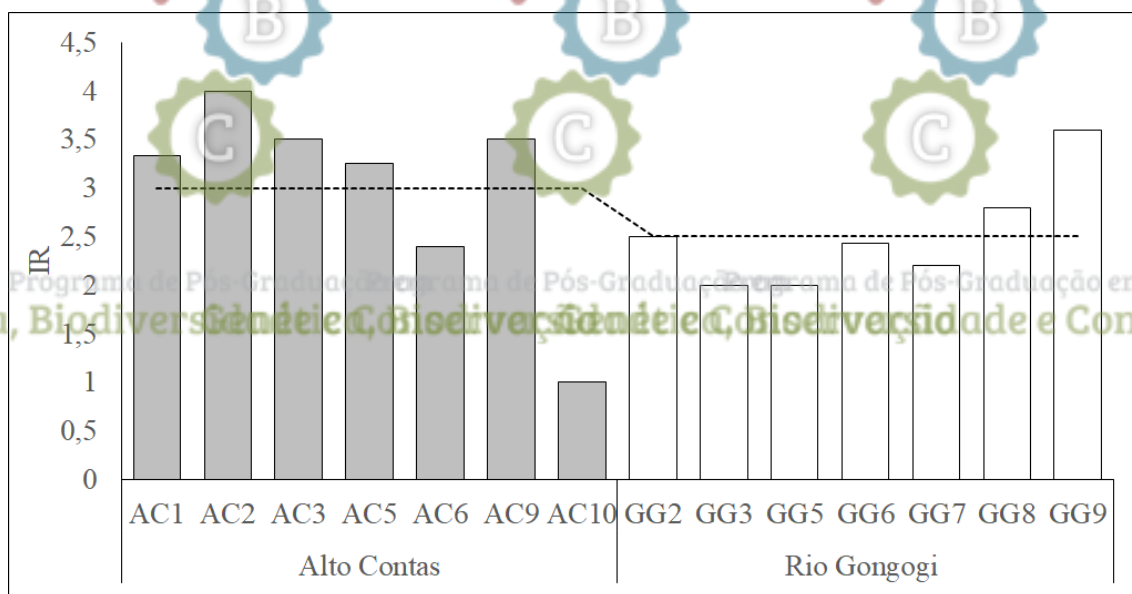


Figura 4. Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) das assembleias de peixes dos pontos amostrados nas sub-bacias do Alto Contas (AC) e do rio Gongogi (GG), bacia do rio de Contas (BA). A linha tracejada representa o valor médio de IR obtido para cada sub-bacia a partir dos valores de IR dos respectivos pontos de amostragem.

A análise de regressão linear múltipla indicou que há relação significativa entre os valores de IR e as variáveis abióticas consideradas ($p = 0,0116$) e que o coeficiente de determinação do modelo foi elevado ($r^2 = 0,7688$) (Tabela 9). Cabe salientar que pH não apresentou coeficiente angular significativamente diferente de 0. Dentre as demais variáveis, profundidade e largura foram as que apresentaram maior significância e maiores valores de r^2 (0,342 e 0,2654, respectivamente), as quais foram negativamente relacionadas aos valores de IR.

Tabela 5. Frequência de indivíduos com ovários maduros (%C), valores médios de RGSc (relação gonadossomática das fêmeas maduras) e % RGS_{máx} (porcentagem do RGSc em relação ao maior valor de RGS registrado para a respectiva espécie) para as espécies de peixes avaliadas em cada ponto de amostragem da sub-bacia do Alto Contas. Código correspondente às espécies apresentadas na Tabela 2.

Esp. (RGS máx)	AC1			AC2			AC3			AC5			AC6			AC9		
	%C	RGSc	%RGS máx	%C	RGSc	%RGS máx	%C	RGSc	%RGS máx	%C	RGSc	%RGS máx	%C	RGSc	%RGS máx	%C	RGSc	%RGS máx
As_lac (17)	18,79	10,8	63,5	*	*	*	41,67	9,98	58,67	15,39	12,63	74,28	23,53	11,44	67,29	*	*	*
Ch_sp1 (22,85)	24	13,94	60,98	28,57	14,42	63,09	*	*	*	*	*	*	*	*	*	34,29	11,18	48,91
Gy_ba (3,11)	33,33	2,64	84,89	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
He_mar (8,47)	0	---	---	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Hy_bru (17,2)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	19,19	9,94	57,79	14,82	7,94	46,18	*	*	*
It_agr (18,51)	6,67	12,65	68,33	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ph_ten (13,25)	*	*	*	33,33	12,05	90,96	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Po_ret (27,86)	44,74	12,17	43,68	32,14	14,9	53,49	75	12,68	45,52	*	*	*	26,32	9,55	34,27	*	*	*
Ps_fas (19,45)	26,98	7,81	40,12	20,33	8,42	43,27	*	*	*	*	*	*	*	*	*	19,36	7,21	37,04
Pt_jim (20,894)	42,86	7,81	37,42	*	*	*	21,43	11,49	54,99	20,48	4,76	22,77	10,61	6	28,69	28,89	7,87	37,68
Rh_que (21,21)	*	*	*	*	*	*	16,67	15,21	71,69	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Tr_tet (19,829)	*	*	*	*	*	*	4,55	6,33	31,94	15,09	12,39	62,46	4,76	6,7	33,77	7,69	6,44	43,2

*Espécies que não atenderam ao segundo critério de triagem (ver Materiais e métodos); --- Ausência de dados.

Tabela 6. Frequência de indivíduos com ovários maduros (%C), valores médios de RGSc (relação gonadossomática das fêmeas maduras) e % RGS_{máx} (porcentagem do RGSc em relação ao maior valor de RGS registrado para a respectiva espécie) para as espécies de peixes avaliadas em cada ponto de amostragem da sub-bacia do rio Gongogi. Código correspondente às espécies apresentadas na Tabela 2.

Ponto Esp. (RGS máx)	GG2			GG3			GG5			GG6			GG7			GG8			GG9		
	%C	RGS	%RGS máx	%C	RGS	%RGS máx	%C	RGS	%RGS máx	%C	RGS	%RGS máx	%C	RGS	%RGS máx	%C	RGSc	%RGS máx	%C	RGSc	%RGS máx
Ap_ita (12,92)	*	*	*	*	*	*	0	---	---	*	*	*	*	*	*	100	7,3	56,52	*	*	*
As_lac (17)	*	*	*	9,68	8,46	49,76	*	*	*	12,5	5,51	32,43	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ce_sp (18,85)	24	14	74,26	*	*	*	*	*	*	7,14	17,41	92,39	35,29	8,23	43,64	*	*	*	*	*	*
Ch_sp1 (22,85)	5,56	16,33	71,46	*	*	*	*	*	*	14,57	8,85	42,54	36,84	7,89	37,93	60	8,18	39,33	29,17	10,57	50,8
Ch_sp2 (20,8)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	20	5,64	34,91	*	*	*	44,44	10,74	66,44	*	*	*
Dt_burg (16,17)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	21,43	6,24	65,9
He_mar (8,47)	3,45	8,04	84,97	9,74	5,69	60,12	*	*	*	10	7,69	41,55	*	*	*	*	*	*	*	*	*
It_agr (18,51)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	10	7,69	41,55	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Pa_sp2 (14,806)	*	*	*	*	*	*	8,93	7,35	49,65	13,51	10	67,54	10	9,03	60,95	7,58	5,67	38,26	*	*	*
Ph_ten (13,25)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	15,79	6,35	47,92	26,32	3,13	23,6	*	*	*	*	*	*
Po_ret (27,86)	*	*	*	*	*	*	57,14	13,7	49,19	*	*	*	*	*	*	84,28	15,33	55,01	*	*	*
Ps_fas (19,45)	13,51	7,84	40,31	11	7,94	40,82	*	*	*	22,58	5,22	26,83	12,72	4,67	23,99	13,64	5,39	27,72	20	7,8	40,11
Pt_cri (16,18)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	52,69	6,33	39,16
Tr_tet (19,829)	*	*	*	*	*	*	2,27	8,56	43,19	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

*Espécies que não atenderam ao segundo critério de triagem (ver Materiais e métodos); --- Ausência de dados.

Tabela 7. Categorias reprodutivas (DM: Desova massiva; DO: Desova ocasional; MI: Maturação incipiente e SAR: Sem atividade reprodutiva) e valores do Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) das espécies, por ponto de amostragem da sub-bacia do Alto Contas. Código correspondente às espécies apresentadas na Tabela 2.

Espécie (RGS _{máx.})	AC1	AC2	AC3	AC5	AC6	AC9
As_lac (17)	DM	-	DM	DM	DM	-
Ch_sp1 (22,85)	DM	DM	-	-	-	DM
Gy_ba (3,11)	DM	-	-	-	-	-
He_mar (8,47)	SAR	-	-	-	-	-
Hy_bru (17,2)	-	-	-	DM	DO	-
It_agr (18,51)	DO	-	-	-	-	-
Ph_ten (13,25)	-	DM	-	-	-	-
Po_ret (27,86)	DM	DM	DM	-	DM	-
Ps_fas (19,45)	DM	DM	-	-	-	DM
Pt_jim (20,894)	DM	-	DM	MI	SAR	DM
Rh_que (21,21)	-	-	DM	-	-	-
Tr_tet (19,829)	-	-	DO	DM	DO	DO
IR	3,30	4,00	3,50	3,25	2,40	3,50

-Ausência de dados

Tabela 8. Categorias reprodutivas (DM: Desova massiva; DO: Desova ocasional; MI: Maturação incipiente e SAR: Sem atividade reprodutiva) e valores do Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) das espécies, por ponto de amostragem da sub-bacia do rio Gongogi. Código correspondente às espécies apresentadas na Tabela 2.

Espécie (RGS _{máx.})	GG2	GG3	GG5	GG6	GG7	GG8	GG9
Ap_ita (12,92)	-	-	SAR	-	-	DM	-
As_lac (17)	-	DO	-	DO	-	-	-
Ce_sp (18,85)	DM	-	-	DO	DM	-	-
Ch_sp1 (22,85)	DO	-	-	-	-	-	DO
Ch_sp2 (20,8)	-	-	-	DO	DM	DM	DM
Dt_burg (16,17)	-	-	-	DM	-	DM	-
He_mar (8,47)	DO	DO	-	-	-	-	DM
It_agr (18,51)	-	-	-	DO	-	-	-
Pa_sp2 (14,806)	-	-	DO	DO	DO	DO	-
Ph_ten (13,25)	-	-	-	DM	MI	-	-
Po_ret (27,86)	-	-	DM	-	-	DM	-
Ps_fas (19,45)	DO	DO	-	MI	SAR	SAR	DM
Pt_cri (16,18)	-	-	-	-	-	-	DM
Tr_tet (19,829)	-	-	DO	-	-	-	-
IR	2,50	2,00	2,00	2,43	2,20	2,80	3,60

-Ausência de dados

Tabela 9. Regressão múltipla entre o Índice de Intensidade Reprodutiva (IR) e as variáveis abióticas dos pontos de amostragem avaliados nas sub-bacias do Alto Contas e do rio Gongogi, bacia do rio de Contas.

	B	Erro de B	t	p	r ²
Intercepto	2,8855	0,11036	26,146	<0,0001***	
Profundidade	-0,32484	0,11813	-2,7498	0,0251*	0,343
Largura	-0,42842	0,14269	-3,0024	0,0170*	0,264
Cp	0,34221	0,13765	2,486	0,0378*	0,015
pH	-0,19643	0,1185	-1,6577	0,1360	0,117

Discussão

As maiores intensidades reprodutivas foram obtidas no período entre os meses de novembro/dezembro e fevereiro/março, os quais correspondem ao período historicamente mais chuvoso na região (Santos, 2005; Severi *et al.* 2010), o que corrobora a nossa primeira hipótese (“a intensidade reprodutiva será mais elevada nos períodos com maior intensidade de chuvas”). Estes resultados também estão de acordo com outros estudos acerca da intensidade reprodutiva de comunidades de peixes neotropicas (Vazzoler, 1996; Gomiero & Braga, 2007; Rondinelli & Braga, 2010). As chuvas e o aumento do nível da água nos trópicos são os principais agentes indutores da reprodução de teleósteos (Rizzo *et al.* 1996), uma vez que promovem maior disponibilidade de substratos para a reprodução em consequência do aumento da área do corpo d’água (Wootton & Smith, 2014), além de maior disponibilidade de alimento e abrigo para a prole (Vazzoler, 1996).

O padrão observado resultou do fato, da maioria das espécies analisadas terem apresentado maiores proporções de fêmeas com gônadas maduras e maiores valores médios de RGS nas campanhas 1 (novembro-dezembro) e 2 (fevereiro-março), caracterizando o período reprodutivo destas. Porém, cabe salientar que algumas espécies provavelmente se reproduzem por um período mais longo (*e.g.*: *Poecilia reticulata*, *Deuterodon burgerai*, *Hyphessobrycon brumado* e *Parotocinclus cristatus*), uma vez que foram encontradas fêmeas maduras em todas as campanhas.

Não é incomum observar em riachos espécies de peixes que reproduzem ao longo do ciclo anual (Garutti 1989, Santos *et al.* 1995; Mazzoni & Petito, 1999; Alkins-Koo, 2000; Casati 2003, Vicentin *et al.* 2012)), especialmente em espécies que exibem baixa fecundidade e cuidado parental (Mazzoni & Caramaschi, 1995). Nikolski (1963) indica que o período reprodutivo prolongado para algumas espécies pode ser decorrente de desovas múltiplas, justificando que esta pode ser uma tática capaz de reduzir a competição entre os indivíduos jovens, resultando em uma otimização do uso dos recursos. Caramaschi & Brito (2021) destacam também que o período reprodutivo prolongado, que geralmente envolve desovas múltiplas, pode ser uma estratégia interessante em ambientes instáveis como riachos, uma vez que o processo reprodutivo não ficaria totalmente restrito a um único período, que poderia vir a ser desfavorável por fatores estocásticos.

As piabas *A. lacustris*, *D. burgerai*, *H. brumado*, *S. heterodon*, *P. fasciatus* também apresentaram gônadas maduras durante todo o ano, porém com maiores valores relativos de fêmeas maduras e de RGS nas campanhas 1 e 2, período de cheias. Resultados

similares foram obtidos para outras espécies de piabas (família Characidae) típicas de riachos (Santos *et al.* 1995; Alkins-Koo, 2000; Mazzoni & Petito, 1999; Vicentin *et al.* 2012).

O fato da intensidade reprodutiva (IR) ter variado entre as campanhas de forma similar entre as duas sub-bacias confluiu com a hipótese 2 (“a variação da intensidade reprodutiva ao longo do ano é mais elevada nos riachos da sub-bacia do Alto Contas quando comparado aos riachos do rio Gongogi”). Tendo em vista que historicamente as chuvas na região do rio Gongogi são melhor distribuídas ao longo do ano, era esperado que nesta sub-bacia os valores de intensidade reprodutiva não iriam diferir muito entre as campanhas. O uso de dados históricos, por meio de métodos de interpolação de dados disponibilizados pelo INMET, provavelmente limitou a avaliação do real efeito das chuvas sobre a intensidade reprodutiva das comunidades de peixes avaliadas. Sobre este aspecto, é importante salientar que o período de amostragem coincidiu com o período de maior escassez hídrica que acometeu a região da sub-bacia do rio Gongogi, (G1 Bahia, 2013). Essa situação particular pouco impacta na média histórica, mas que possivelmente teve influência sobre os baixos valores de IR observados para esta sub-bacia na campanha 3. De qualquer modo, é fundamental salientar que a opção pelo uso de dados históricos decorreu do fato da região estudada carecer de estações climatológicas, inviabilizando a tomada de dados de valores de precipitação obtidos para os locais específicos e para o período em que foram conduzidas as amostragens.

Silva (pers. comm.) avaliou a temperatura da água em cada um dos pontos de amostragem em cada uma das campanhas, sendo a média registrada nos riachos da sub-bacia do rio Gongogi superior em todas as campanhas quando comparada aos observados nos riachos da sub-bacia do Alto Contas. A maior diferença foi observada no período entre agosto/setembro (Campanha 4) e novembro/dezembro (Campanha 1). Assim, mesmo sendo uma avaliação superficial, a temperatura aparentemente não está fortemente relacionada com a intensidade reprodutiva.

De qualquer modo, focando estritamente no período mais chuvoso (campanhas 1 e 2), os valores de IR variaram pouco para as comunidades da bacia do rio Gongogi, ao passo que para o Alto Contas, os valores no início do período chuvoso (campanha 1) foram mais elevados. Estes resultados sugerem que o pico de IR é atingido um pouco antes pelas comunidades ícticas de riachos do Alto Contas. É esperado que, no momento em que se iniciam as chuvas, a maior parte das espécies se prepare para dar continuidade ao processo reprodutivo (Vazzoler, 1996), uma vez que os maiores níveis de água,

ocasionados pelas cheias não permanecerão constantes durante todo o ano (Lowe-McConnell, 1999). Os nossos resultados sugerem que esse processo é mais conspícuo para as comunidades de peixes do Alto Contas, em que, embora diversas espécies exibam período reprodutivo prolongado, o pico reprodutivo desta ocorre no início das chuvas, como observado para *Cichlasoma orientale* (Gurgel *et al.* 2011).

Os valores de IR obtidos para cada campanha mostraram-se elevados para as duas sub-bacias, com valores máximos de 3,4 e 2,8 para o Alto Contas e 3 e 3,2 para o Gongogi. Estes valores são maiores do que os encontrados por Rondneli & Braga (2010) no período de cheia no Rio Passa Cinco (3,17) e Gomiero & Braga (2007) na bacia Corumbataí (2,62 e 2,25) e bacia Jacaré-Pepira no período de agosto/dezembro (3 e 2). Nestes dois estudos foram contemplados cursos d'água de maior porte, onde foram observados conjuntos de espécies que ocorrem tanto em rios quanto em riachos, com diferentes tamanhos, sendo que, possivelmente, parte significativa de seus representantes não se reproduz nos locais amostrados. Em contrapartida, os maiores valores observados no presente estudo podem estar relacionados ao fato de que a ictiofauna considerada nas análises de IR sejam típicas de riachos. Essa hipótese se pauta no elevado número de espécies inseridas nas categorias desova massiva e desova ocasional. Não obstante, por conta da baixa representatividade de fêmeas em estágio D, não podemos afirmar que os riachos avaliados sejam áreas de desova.

Em relação aos valores de IR obtidos para cada ponto de amostragem, a regressão múltipla indicou que a intensidade reprodutiva é maior nos riachos de menor porte. Nos riachos maiores existe um agrupamento entre espécies típicas destes ambientes e espécies mais comuns de rio (*e.g.*: *A. lacustres*, *G. brasiliensis*, *Hoplias brasiliensis*, *H. malabaricus*, *Hypostomus* spp., *P. fasciatus*, *R. quelen*) que utilizam os riachos para cumprir alguma fase do ciclo de vida (alimentação, crescimento ou reprodução). Assim, essa fauna transitória não necessariamente se reproduz no riacho, o que interfere negativamente nos valores de IR. Em contrapartida, nos riachos menores são observadas espécies com distribuição mais restrita a estes ambientes (*e.g.*: *Characidium* sp.2, *D. burgerai*, *H. brumado*, *I. agreste*, *Parotocinclus* spp., *T. tete*), as quais completam todo o seu ciclo de vida nestes locais de menor porte.

Os riachos pertencentes à sub-bacia do rio Gongogi exibiram valores de IR mais baixos em relação aos riachos da região do Alto Contas. Neste último, as porções de maior ordem são representadas por longos trechos de caráter temporário, dificultando o processo de dispersão. Assim, mesmo as espécies comuns de rios acabam ficando mais restritas

aos trechos superiores perenes da sub-bacia e provavelmente se reproduzem nestes locais. Em contrapartida, na sub-bacia do Gongogi, a disponibilidade de água (resultante de altos níveis pluviométricos), permite uma maior conexão entre rios e riachos, favorecendo a dispersão das espécies. Fluxos maiores de dispersão permitem o registro de espécies em categorias reprodutivas distintas no mesmo ponto, influenciando/diluindo o valor da IR.

Os riachos, juntamente com todos os outros ecossistemas de água doce, são os ambientes mais ameaçados do mundo (MEA, 2005). Estes ambientes apresentam diversas comunidades de espécies, suportando uma proporção imensamente alta de biodiversidade (Dudgeon *et al.* 2006). A bacia do Rio de Contas, assim como as demais bacias da ecorregião aquática da Mata Atlântica Nordeste, de forma geral, exibe considerável riqueza de espécies, acompanhada de um elevado grau de endemismo (Silva *et al.* 2020). A composição da sua ictiofauna envolve espécies que ocorrem parcialmente ou integralmente em riachos, indicando o risco em que se encontram essas populações, uma vez que o nível de impactos ocasionados por ações antrópicas nestes ambientes é alarmante, principalmente em decorrência de desmatamentos, barramentos de cursos d'água para a formação de reservatórios e descarte de dejetos (Silva, 2015).

Informações sobre a biologia reprodutiva das populações são fundamentais para o melhor entendimento da comunidade e dos serviços ecossistêmicos por ela prestados, assim como para o planejamento de medidas de conservação e manejo. Hortal *et al.* (2015) definiram a lacuna no conhecimento acerca da história de vida das espécies, papéis funcionais e respostas às mudanças do habitat como lacuna "Hutchinsoniana". Os riachos avaliados são fundamentais para um conjunto significativo de espécies, uma vez que estão associados à elevada intensidade reprodutiva, especialmente na região do Alto Contas. Os aspectos reprodutivos aqui apresentados, juntamente com os trabalhos de Silva (2015) sobre a composição e estrutura das assembleias de peixes de riachos e Souza *et al.* (2020) sobre a ecologia trófica de peixes de riachos, trazem um panorama mais robusto sobre a ictiofauna da bacia do Rio de Contas, sendo importante, dentre outras questões, por congregarem cerca de 31% de todas as espécies da Ecorregião Aquática da Mata Atlântica Nordeste (Silva, 2015).

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro (Proc. 2012 / 05850-0) e ao ICMBio para a licença de coleta, transporte e manuseio de espécimes de peixes (SISBIO / ICMBio: 33398-2).

Agradecemos também à Fundação de Amparo à Pesquisa da Bahia (FAPESB) pela bolsa concedida a Martins, M. S. e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelas bolsas concedidas a Silva, A. T.

Referências bibliográficas

[MEA] Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington (DC): Island Press.

ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMJO, E.; HIGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. 2008. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience*. v. 58, p. 403-414.

AGOSTINHO A.A., GOMES, L.C., VERÍSIMO, S. & OKADA, E.K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 14, p.11-19.

AGOSTINHO A.A., THOMAZ S.M., GOMES L.C. 2004B. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology and Hydrobiology*, vol. 4, p. 255–268.

ALKINS-KOO, M., 2000. Reproductive timing of fishes in a tropical intermittent stream. *Env. Biol. Fish.*, vol. 57, no.1, p. 49-66.

ANDRADE P. M. & BRAGA F. M. D. S. 2005. Reproductive seasonality of fishes from a lotic stretch of the Grande River, high Paraná river basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 65, no. 3, p.387-394.

BRAGA, F. M. S., 1990, Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, estados do Maranhão e Tocantins, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 50, no. 3, p. 547-558

CARAMASCHI, É. P., & BRITO, M. F. G. 2021. Reprodução de peixes de riacho: estado da arte, métodos e perspectivas. *Oecologia Australis*, vol. 25, no. 2, p.343.

CASATTI, L. 2003. Biologia de um bagre, *Trichomycterus* sp. (Peixes, Siluriformes), em um córrego imaculado no Parque Estadual do Morro do Diabo, Sudeste do Brasil. *Estudos sobre Fauna e Meio Ambiente Neotropical*, vol. 38, no. 2, p. 105-110.

CLIMATEMPO, 2015. INMET/CFS/Interpolação. Disponível em: [http://clictempo.clicrbs.com.br/previsaodotempo.html/brasil/climatologia/Bacia do Rio de Contas-BA/](http://clictempo.clicrbs.com.br/previsaodotempo.html/brasil/climatologia/Bacia%20do%20Rio%20de%20Contas-BA/). Acesso em: 30 de jan de 2015.

DUDGEON D, ARTHINGTON A. H., GESSNER M. O., KAWABATA Z. I., KNOWLER D. J., LÉVÊQUE C., NAIMAN R. J., PRIEUR-RICHARD A., SOTO D., STIASSNY M. L. J & SULLIVAN, C. A. 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, vol. 81, p. 163–182.

G1 BA. 2013. Chuvas atingem pontos da BA, mas seca deve ser mantida, indica inmet. Disponível em: <http://g1.globo.com/bahia/noticia/2013/04/chuvas-atingem-pontos-da-ba-mas-seca-deve-ser-mantida-indica-inmet.html>> Acesso em 02 de fev de 2021.

GARUTTI, V. 1989. Contribuição ao conhecimento reprodutivo de *Astyanax bimaculatus* (Ostariophysi, Characidae), em cursos de água da Bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 49, p. 489– 495.

FRICKE R., ESCHMEYER W.N., VAN DER LAAN R. 2021. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references [Internet]. San Francisco: California Academy of Science. Disponível em: < <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>>. Acesso em 1 de março de 2021.

GOMIERO, L M. AND BRAGA, F.M.S. 2007.Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Biology*, vol. 67, no. 2, p. 283-292.

GURGEL L. L., VERANI J. R., CÂMARA F.R.A, BARROS N. H. C., CHELLAPPA S. 2011. Ecologia reprodutiva de *Cichlasoma orientale* (Osteichthyes: Cichlidae), um peixe endêmico do semi-árido brasileiro. *Biota Amazônia*. Macapá, vol. 1, no. 2, p. 36-44.

HORTAL J., DE BELLO F., DINIZ-FILHO J. A. F., LEWINSOHN T. M., LOBO J. M., & LADLE R. J. 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 46, p. 523-549.

IBGE. Mapa de Vegetação do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2004.

INEMA. Comitê da Bacia Hidrográfica do rio de Contas. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2021. Disponível em <<http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/comites-de-bacias/comites/cbh-contas/>>. Acesso em 03 fev de 2021.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP. p. 534.

MAZZONI, R. AND CARAMASCHI, EP., 1995. Size structure, sex ratio and onset of sexual maturity of two species of *Hypostomus*. Journal of Fish Biology, vol. 47, no. 5, p. 841-849.

MAZZONI, R., & PETITO, J. 1999. Reproductive biology of a Tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) of the Ubatiba fluvial system, Maricá-RJ. Brazilian Archives of Biology and Technology, p. 42.

NIKOLSKII, G.V., 1963. The ecology of fishes. Academic Press, London and New York, p. 352.

PORTELLA, A. C., ARSENTALES, A. D., CAVALLARI, D. E., & SMITH, W. S. 2021. Effect of seasonality on the reproduction of Characiformes fish in a Neotropical river. Iheringia. Série Zoologia, p. 111.

RIZZO, E., SATO, Y., FERREIRA, RMA., CHIARINI-GARCIA, H. and BAZZOLI, N., 1996. Reproduction of *Leporinus reinhardti* Lütken, 1874 (Pisces: Anostomidae) from the Três Marias reservoir, São Francisco river, Minas Gerais, Brazil. Ciência e Cultura, vol. 48, no. 3, p. 189-192.

RONDINELI, G.R. AND BRAGA, F.M.S. 2010. Reproduction of the fish community of Passa Cinco Stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo State, Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Biology, vol. 70, no. 1, p. 181-188.

SANTOS, A. C. A.. 2005. Peixes. In: Flora Acuña Juncá, Ligia Funch & Washington Rocha. (Org.). Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina.. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 295-317.

SANTOS, R.A., GIAMAS, MTD., CAMPOS, EC., CAMARA, JJC. and VERMULM JUNIOR, H., 1995. Dinâmica da nutrição do tambuí *Astyanax bimaculatus* Linnaeus, 1758 (Pisces, Characiformes, Characidae) na represa de Ibatinga, Estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, vol. 22, no. 1, p. 115-124.

SEVERI, W., EL-DEIR, A., FÉLIX, R., ARAÚJO, I., LUZ, S., NETO, A., COSTA, B., JUCÁ-CHAGAS, R., BARRETTO, M. 2010. Composição e Abundância da Ictiofauna

na Área de Influência dos Reservatórios de Pedra e Funil, Bacia do Rio de Contas, Bahia. Reservatórios do Nordeste do Brasil: biodiversidade, ecologia e manejo. Canal, 6.

SILVA, A. T. 2015. Composição e estrutura das assembleias de riachos da bacia do Rio de Contas, Bahia, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia). Universidade Estadual Paulista- UNESP. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) p. 116.

SILVA, A. T., CHAGAS, R. J., SANTOS, A. C. D. A., ZANATA, A. M., RODRIGUES, B. K., POLAZ, C. N. M., ... & CAMELIER, P. 2020. Peixes de água doce do Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. Biota Neotropica, vol. 20, no. 4.

SOUZA F. B, SANTOS A. C. A, SILVA A.T. 2020. Tropic structure of ichthyofauna in streams of the Contas River basin, Brazil. Studies on Neotropycal Fauna and Enviroment. p. 1-14.

SRHSH - Secretaria dos Recursos Hídricos, Saneamento e Habitação. Plano Diretor de Recursos Hídricos Bacia do rio das Contas: diagnóstico do sistema físico. Relatório Técnico. Salvador, Governo do Estado da Bahia, 1993. p. 160.

SUZUKI H.I., VAZZOLER A.E.A.M, MARQUES E.E., PEREZ-LIZAMA M.A., INADA P. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblages. In The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical Aspects, Ecology and Conservation, Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS (eds). Backhuys Publishers: Leiden. p. 271–292.

VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Eduem, Maringá, PR. p. 169.

VINCENTIN W., ROCHA A. S., RONDON P. L., COSTA F. D. S., & SÚAREZ Y. R. 2012. Parâmetros populacionais, período reprodutivo e crescimento de *Prochilodus lineatus* (Characiformes, Prochilodontidae) na cabeceira do Rio Miranda, Alto rio Paraguai. Oecologia australis, vol. 16, no. 4, p. 891-904.

WOOTTON R.J. 1990. Ecology of Teleost Fishes. Chapman & Hall, London, p. 392.

WOOTTON, R. J., & SMITH, C. 2014. Reproductive biology of teleost fishes. John Wiley & Sons.

CONCLUSÕES GERAIS

Apesar de existir um padrão reprodutivo bem conhecido para peixes neotropicais foi visto que a duração do período reprodutivo pode ser variável entre as espécies de um mesmo riacho, indicando a ação conjunta de componentes bióticos e abióticos sobre a biologia reprodutiva das populações. As estratégias de ciclo de vida estão embasadas em mudanças sazonais no ambiente que afetam todos os aspectos da biologia dos peixes. Para algumas populações, porém, as mudanças sazonais parecem não ter muita influência em relação ao seu ciclo reprodutivo, uma vez que a atividade reprodutiva se mantém constante ao longo de todo ano, evidenciando desta forma, a plasticidade reprodutiva exibida pela ictiofauna estudada.

Dois grupos de espécies foram identificados a partir do resultado da comparação entre as populações das sub-bacias do Alto Contas e Gongogi. O primeiro grupo, composto por populações que apresentam quantidades consideráveis de indivíduos reprodutivos ao longo do ano, com um padrão mais constante em relação ao segundo grupo, que é composto por espécies sazonais, apresentando períodos reprodutivos variáveis. Portanto, apesar do ambiente de Caatinga (Alto Contas) possuir uma característica mais sazonal em relação a Mata Atlântica (Gongogi) alguns componentes da ictiofauna do Alto Contas exibem um padrão reprodutivo menos sazonal em relação ao Gongogi, possivelmente devido as condições ambientais que lhes são impostas.

Os dados de Intensidade Reprodutiva (IR) avaliados por campanha deram suporte ao período reprodutivo avaliado para a maioria das populações, confirmando que o período de maior pluviosidade em ambientes tropicais são os principais indutores de atividade reprodutiva para espécies de teleósteos. É importante destacar que a avaliação do IR por pontos mostrou valores mais elevados de atividade reprodutiva nos riachos de menor porte onde observa-se espécies com distribuição mais restrita. Nos riachos maiores existe uma fauna mais transitória que compreende espécies típicas destes ambientes e espécies mais comuns de rios demonstrando que a fauna que ali se encontra não necessariamente se reproduz no riacho, mas interfere negativamente nos valores de IR.

Sendo assim, destacamos que informações sobre a biologia reprodutiva da ictiofauna de riachos são fundamentais para a compreensão do ciclo de vida das populações e os ambientes aqui estudados apresentam características distintas e de grande importância para estudos de padrões reprodutivos, sendo essenciais para o planejamento e implementação de medidas que sejam voltadas à conservação.