



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Biociências

Heleno Brandão

“Biologia populacional com ênfase na dieta das principais espécies de peixes agregados a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR)”.

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Botucatu, dezembro de 2010



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Biociências

Heleno Brandão

“Biologia populacional com ênfase na dieta das principais espécies de peixes agregados a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR)”.

FAPESP: 08/52139-4

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – Unesp, Campus de Botucatu, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Botucatu, dezembro de 2010

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO DE AQUIS. E TRAT. DA INFORMAÇÃO
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE

Brandão, Heleno.

Biologia populacional com ênfase na dieta das principais espécies de peixes agregados a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR) / Heleno Brandão. - Botucatu, 2010

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências
- UNESP campus de Botucatu, 2010

Orientador: Edmir Daniel Carvalho

Capes: 20500009

1. Fauna. 2. Peixe - População - Paranapanema, Rio, Bacia (SP e PR). 3. Ecologia. 4. Represas.

Palavras-chave: Biologia Populacional; Dieta; Ictiofauna; Paranapanema; Represa; Tanques-redes.

DEDICO

Aos meus pais – Carlos Nivio Cunha Brandão e Cleusa Maria Brandão, pela dedicação e esforço incansável para minha formação moral e espiritual.

A minha companheira (noiva, amiga e mulher) Gislayne de Melo Toledo pelo Carinho, Amizade e Amor.

Aos meus irmãos - Livia Maria Brandão e Leonardo Brandão por sempre acreditarem em mim, me dando forças nas horas mais difíceis.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

À Deus e a Providência Divina pelo seu Amor Incondicional, Benevolência, Paciência, Tolerância, Caridade e por me proporcionar inúmeras oportunidades de aprendizado no campo moral e intelectual. Além disso, me inspirar vontade e fôlego nos momentos mais difíceis, me dando condições e coragem de seguir em frente.

"Tenham Fé em Deus. Eu afirmo a vocês que isso é verdade: vocês poderão dizer a esse monte: 'Levanta-se e jogue-se ao mar.' Se não duvidarem no seu coração, mas crerem que vai acontecer o que disseram então isso será feito". Jesus Cristo

À Gislayne de Melo Toledo, pela Amizade, Companheirismo, Confiança e Imensurável Amor.

"O valor das coisas não está no tempo que elas duram, mas na intensidade com que acontecem. Por isso existem momentos inesquecíveis, coisas inexplicáveis e pessoas incomparáveis". Fernando Pessoa

Ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Botucatu, pela estrutura oferecida aos alunos da pós-graduação em Ciências Biológicas A/C Zoologia.

À FAPESP por ter concedido a bolsa de estudo durante o período de trabalho.

Aos amigos Estevão Medeiros e Edvânia Maria Medeiros, por me acolherem na cidade de Madrid, Espanha, me oferecendo com muito carinho seu lar para aquecer o meu corpo e amizade fraterna para diminuir a saudade do Brasil, meus profundos e sinceros agradecimentos.

"Quando você se curva para o universo, ele se curva para você; quando você invoca o nome de Deus, ele ecoa dentro de você". William Gleason

Ao Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho, pela orientação e companheirismo.

"O verdadeiro objetivo da guerra é a paz". Sun Tzu

Aos amigos do Laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes e Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres: Ana Paula, Igor, Carol, André, Victor, Jaciara, Zanatta, Jamile, Renato, Otilie, Eriquinha, Felipe e Gregório, pela ajuda nas coletas de material biológico, análises laboratoriais e de interpretação dos resultados; muito obrigado pela amizade e convívio agradável durante estes anos.

"Bom mesmo é ir a luta com determinação, abraçar a vida com paixão, perder com classe e vencer com ousadia... Pois o triunfo pertence a quem se atreve". Charles Chaplin

Aos amigos de Botucatu: Fábio (Escova), Lessandra, Júlio e Peterson (Neneco), que sempre estiveram dispostos a me auxiliar em tudo que precisei durante esta etapa da minha vida. Sinceramente, muito obrigado!

"Quem olha para fora sonha, quem olha para dentro acorda". Carl Gustav Jung

Ao amigo e técnico da UNESP Ricardo André Teixeira dos Santos, pelo apoio nos trabalhos de campo, amizade e muitas agradáveis orações ao nosso Senhor, nosso Deus.

"Tudo posso em Jesus Cristo que me fortalece". Filipenses 4:13.

Ao Prof. Dr. Fausto Foresti, por me incentivar e ajudar a continuar trilhando os caminhos da pesquisa científica; muito obrigado!

“É no coração da noite, que desponta o dia. Deus move o céu inteiro naquilo que o ser humano é incapaz de fazer. Mas não move uma palha naquilo que a capacidade humana pode resolver”.

Antigo ditado oriental

Ao Prof. Dr. Reinaldo José da Silva, pelas ajudas nas coletas de material biológico, companheirismo e agradável convívio durante todos esses anos.

“O antídoto para o ressentimento é desenvolver um espírito mais confiante”.

Ao Prof. Dr. Gianmarco Silva David, pela ajuda na elaboração de projetos e agradável convívio durante todos esses anos de trabalho.

“Só existe uma coisa melhor do que fazer novos amigos: conservar os velhos”. Elmer G. Letterman

A Prof^ª. Dra Irani Quagio-Grassiotto, pelo auxílio nas análises de histologia.

Ao Sr. Dirceu, proprietário da piscicultura de Ipaussu pela sua atenção e por nos autorizar a trabalhar em seu empreendimento.

Aos funcionários da seção de Pós-Graduação, em especial, para Luciene e Herivaldo, pela compreensão, paciência, profissionalismo e dedicação aos alunos em todos estes anos de convivência.

Aos funcionários do Departamento de Morfologia, Luciana, D. Terezinha e D. Iolanda, pelas inúmeras gentilezas, e em especial para Luciana por se “desdobrar” para auxiliar os alunos nas confusas burocracias.

A todos os meus amigos e amigas que contribuíram de forma direta e indireta, nas horas de dificuldades e conquistas, para que eu conseguisse chegar até o final deste trabalho.

“O dever começa precisamente no ponto em que ameaçais a felicidade ou tranqüilidade do vosso próximo, e termina no limite que não desejariéis ver transposto em relação a vós mesmos”.

O Evangelho Segundo o Espiritismo

O homem, como podemos perceber, ao refletirmos um instante, nunca percebe plenamente uma coisa ou a entende por completo. Ele pode ver, ouvir, tocar e provar. Mas a que distância pode ver, quão acuradamente consegue ouvir, o quanto lhe significa aquilo em que toca e o que prova, tudo isto depende do número e da capacidade dos seus sentidos. Os sentidos do homem limitam a percepção que este tem do mundo à sua volta. Utilizando instrumentos científicos pode, em parte, compensar a deficiência dos sentidos. Mas a mais elaborada aparelhagem nada pode fazer além de trazer ao seu âmbito visual objetos ou muito distantes ou muito pequenos e tornar mais audíveis sons fracos. Não importa que instrumentos ele empregue; em um determinado momento há de chegar a um limite de evidências e de convicções que o conhecimento consciente não pode transpor.

Carl G. Jung

SUMÁRIO

1. Apresentação.....	07
2. Área de Estudo.....	12
3. Referências Bibliográficas.....	16

1º Capítulo - Influência de uma piscicultura em tanques-rede na dieta das principais espécies de peixes na represa de Chavantes, Rio Paranapanema SP/PR.

Resumo.....	20
Abstract.....	21
1. Introdução.....	22
2. Objetivos.....	26
2.1. Gerais.....	26
2.2. Específicos.....	26
3. Material e Método.....	27
3.1. Área de estudo.....	27
3.2. Metodologia.....	28
3.3. Procedimentos em campo.....	29
3.4. Procedimentos no laboratório.....	29
3.5. Análise dos dados.....	30
4. Resultados.....	32
5. Discussão.....	46
6. Conclusões.....	53
7. Referências Bibliográficas.....	55

2º Capítulo - Aspectos da biologia populacional das espécies de peixes mais abundantes ao redor de uma piscicultura na represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR.

Resumo.....	65
Abstract.....	66
1. Introdução.....	67
2. Objetivos.....	69
2.1. Gerais.....	69
2.2. Específicos.....	69
3. Material e Método.....	70
3.1. Área de estudo.....	70
3.2. Metodologia.....	71
3.3. Procedimentos em campo.....	72
3.4. Aspectos da biologia populacional.....	73
3.5. Aspectos da dinâmica do crescimento.....	77
4. Resultados.....	79
5. Discussão.....	124
6. Conclusões.....	132
7. Referências Bibliográficas.....	134
Considerações Finais.....	141
Referências Bibliográficas.....	145
Anexos.....	146

1. APRESENTAÇÃO

Este trabalho é parte do projeto “As interferências da tilapicultura em sistema de tanques-rede na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): ictiofauna agregada, condições limnológicas e dispersão de parasitos”, realizado com apoio da FAPESP, nos anos de 2007 e 2008 sob a coordenação do Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho, no qual proporcionou ampla pesquisa sobre as condições ambientais da represa de Chavantes e a formação de pós-graduandos (mestrado e doutorado) em Ciências Biológicas, AC: Zoologia, Instituto de Biociências de Botucatu, UNESP.

Cabe ressaltar, que nos últimos anos, pesquisas nas áreas da limnologia, ictiologia e aquicultura tem sido fortemente incentivada por instituições públicas e privadas como a UNESP (Botucatu, SP), UEL (Londrina, PR) e o APTA regional (Assis, SP), em parceria com a concessionária de energia elétrica Duke Energy – geração Paranapanema e agências de fomento (FAPESP, CNPQ, FINEP/SEAP) (CARVALHO, 2009).

Tais estudos são de grande importância uma vez que, juntos, os Estados de São Paulo, Minas Gerais e Paraná somam 40 grandes hidrelétricas e represas que alagam uma área superior a um milhão e duzentos mil hectares. A organização deste complexo gerador de energia foi absolutamente necessária. Contudo, é incontestável que o barramento dos rios com fins hidrelétricos descaracterizou províncias faunísticas, ameaçando a conservação e a diversidade da ictiofauna das várias regiões brasileiras, em particular do Sul e Sudeste. Desta forma, cada artigo, livro, lista, chave de classificação, manual de identificação, catálogo de espécies das regiões Sul e Sudeste publicado reveste-se de valor cada vez mais inestimável (DUKE ENERGY, 2008).

Especificamente, o rio Paranapanema é um dos mais importantes afluentes da margem esquerda do rio Paraná (AGOSTINHO *et al.*, 2007), com suas nascentes localizadas na Serra da Paranapiacaba, Município de Capão Bonito (São Paulo)

(SAMPAIO, 1944). A bacia hidrográfica do rio Paranapanema estende-se pelo sudoeste do Estado de São Paulo e norte do Paraná, drenando uma área de 100.800 km². O curso principal do rio, em direção Leste-Oeste, tem uma extensão de 929 km, dos quais 330 km formam a divisa natural entre os Estados de São Paulo e Paraná (DUKE ENERGY, 2002).

Contudo, o aumento crescente da demanda de energia elétrica, com a opção do Brasil pela hidroeletricidade a partir dos anos 60, transformou os barramentos hidrelétricos em um componente assíduo da paisagem brasileira. Assim, sua consequência é a expressiva modificação dos atributos ecológicos do sistema fluvial, levando a alterações na composição e abundância da diversidade *lato sensu* de peixes do ecossistema original (AGOSTINHO *et al.*, 1992).

A construção de represas implica em transformação do ambiente lótico em semi-lêntico, gerando mudanças no solo, vegetação em seu entorno, e principalmente nos fatores físico-químicos da água (WOYNAROVICH 1991). Tais alterações implicam em reestruturação da ictiofauna local com substituição de espécies de grande porte e valor econômico por espécies de pequeno porte e sem valor econômico (AGOSTINHO *et al.*, 1994; CARVALHO & SILVA, 1999; ZOCCHI, 2002).

Estes ambientes vêm sofrendo outros impactos, tais como: pesca predatória, introdução de espécies, poluição, desmatamento, processos erosivos, assoreamento e, atualmente um possível novo impacto, a piscicultura em tanques-rede (TORLONI *et al.*, 1986; ORSI & AGOSTINHO, 1999; SANTOS & FORMAGIO, 2000; LATINI & PETRERE, 2004; CARVALHO *et al.*, 2008; ZANATTA *et al.*, 2010), que pode provocar, entre outros impactos negativos, a introdução de espécies não-nativas e a alteração no padrão de circulação local da água, com reflexo no transporte de oxigênio, sedimento, plâncton e larvas de peixes (AGOSTINHO *et al.*, 1999; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2008; NOBILE, 2010).

A utilização de sistemas de criação de organismos aquáticos em tanques-rede iniciou-se há mais de 50 anos no Delta do rio Mekong, na Ásia (BEVERIDGE, 1984; CASTAGNOLLI, 2000; MEDEIROS, 2002). Segundo a FAO (2008), desde 1970 a aquicultura mundial vem apresentando índices médios anuais de crescimento superiores ao da pesca extrativista e da produção de animais terrestres.

O Brasil possui importante papel, pois detém um imenso potencial aquícola, tendo 8.400 km de costa marítima, 5.500.000 hectares de represas de águas doces, clima favorável, terras disponíveis e relativamente baratas, mão-de-obra abundante e crescente demanda por pescado (MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA, 2009). No entanto, a aquicultura comercial se firmou recentemente a partir da década de 1990, principalmente na região Sudeste, onde a espécie de peixe mais utilizada para criação é a *Oreochromis niloticus* (ONO, 1998) com suas linhagens geneticamente melhoradas.

Especificamente na região do médio rio Paranapanema, dados estatísticos apontam que, no Estado de São Paulo, a criação de peixes em tanques-rede ocupa o primeiro lugar em produtividade e o segundo em produção de peixes em cativeiro. Em 2002, a região possuía 30 piscicultores que utilizavam cerca de 800 tanques-rede em represas e açudes, com uma produção estimada em 300 kg de peixes/m³/ciclo por tanques-rede (FURLANETO *et al.*, 2006). Ainda de acordo com os autores, a perspectiva para essa modalidade de piscicultura é do aumento do número de produtores nessa região com a implantação de unidades processadoras (frigoríficos), aumentando desta forma a cadeia produtiva deste novo agro-negócio.

Neste contexto, faz-se necessária a aplicação de novas formas de gestão ambiental com o intuito de conciliar a produção de alimento com a mitigação dos impactos ambientais antrópicos nos ecossistemas aquáticos continentais e marinhos. Isso em decorrência do uso indiscriminado dos recursos hídricos para atividades produtivas

(irrigação e piscicultura), com a perda de sua qualidade e consequente eutrofização. Ainda, no contexto dos múltiplos usos, as águas públicas abertas devem ser compartilhadas, e tais ações têm levado a muitos conflitos de usos, como por exemplo, aquicultura em tanques-rede e a pesca artesanal (BEVERIDGE, 2004; CARVALHO *et al.*, 2007).

Estudos que investiguem a influência dos sistemas de piscicultura em tanques-rede sobre as populações de peixes são escassos. Assim, este trabalho poderá ser objeto de aplicação adicional de alguns modelos em ecologia teórica em represas/tanques-rede, tais como: a produção em tanques-rede/fauna de peixes agregada; biologia populacional e estrutura trófica das comunidades.

Portanto, espera-se que este estudo possa proporcionar subsídios para esta questão complexa, enfocando o manejo sustentado dos recursos pesqueiros em represas, com vistas ao aprimoramento da legislação ambiental brasileira. De tal modo, sob a óptica de gestão ambiental participativa (ESPÍNDOLA *et al.*, 2002), estes estudos poderão disponibilizar ao governo e iniciativa privada novas propostas, no intuito de aprimoramento de técnicas de piscicultura sustentável.

No decorrer desta tese serão apresentadas informações dos atributos ecológicos sobre as três espécies de peixes mais importantes numericamente, isto é, *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879), *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 e *Galeocharax knerii* (Steindachner, 1875), agregadas ao redor do sistema de criação de peixes em tanques-rede, com base na dieta e aspectos da biologia populacional. O objetivo deste trabalho foi determinar as influências da piscicultura nessas populações de peixes residentes na região onde está implantado o empreendimento dos tanques-rede.

A tese está dividida em dois capítulos, sendo o primeiro sob o título “Influência de uma piscicultura em tanques-rede na dieta das principais espécies de peixes na represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR”, que se refere às análises dos padrões de dieta,

amplitude de nicho e sobreposição alimentar das principais espécies residentes ao redor da piscicultura e em um trecho controle (sem a influência do empreendimento).

O segundo capítulo, intitulado “Aspectos da biologia populacional das espécies de peixes mais abundantes ao redor de uma piscicultura na represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR”, são apresentados estudos sobre aspectos da biologia populacional das principais espécies de peixes residentes ao redor da piscicultura, e um trecho controle (sem a influência do empreendimento).

Com o objetivo de investigar se os peixes sofrem influência da piscicultura em tanques-rede e se esta atividade antrópica provoca alterações no ecossistema aquático, o primeiro capítulo procurou testar as seguintes hipóteses: 1ª- As espécies de peixes atraídas a este sistema irão apresentar táticas alimentares diferentes em relação ao trecho controle; 2ª- Ocorrerão mudanças nos hábitos alimentares dessas espécies em função das atividades da piscicultura. Já no segundo capítulo, foram testadas as seguintes hipóteses: 1ª Ocorrerão mudanças na estrutura populacional dessas espécies em função das atividades da piscicultura; 2ª Estas espécies de peixes atraídas ao sistema de piscicultura irão apresentar táticas reprodutivas diferentes em relação ao trecho controle.

Para isso, com base na ocorrência numérica dos peixes no trecho TR, foram selecionadas três espécies (*A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii*) para as análises comparativas da dieta, biologia populacional e aspectos da biologia reprodutiva. Ainda, foi possível avaliar aspectos da dinâmica do crescimento da espécie *A. affinis* entre os trechos TR e CT, utilizando-se dos incrementos modais do comprimento padrão em função do tempo, aplicando o clássico modelo matemático de Von Bertalanffy. E para *P. maculatus* foi realizada uma análise exploratória da histologia ovariana.

2. ÁREA DE ESTUDO

A represa de Chavantes localiza-se na região do médio rio Paranapanema, entre os Estados de São Paulo e Paraná (SAMPAIO, 1944). A usina hidroelétrica de Chavantes entrou em operação em 1971, com uma potência instalada de 414 Mw. A barragem localiza-se a 480 m de altitude, e sua bacia hidrográfica é composta por grandes rios, como Paranapanema, Itararé e Verde. É uma represa do tipo bacia de acumulação, com profundidade máxima de 90 metros nos trechos próximos à barragem, cota máxima útil operacional de 474 m, volume total de $9.410 \times 10^6 \text{ m}^3$, bacia hidrográfica com área de 27.500 Km^2 e espelho d'água de 400 Km^2 em sua cota máxima operacional (DUKE ENERGY, 2002).

Este projeto foi conduzido em um empreendimento particular de criação de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede, num trecho lântico no médio rio Paranapanema, na represa de Chavantes, localizado entre os municípios de Ipaussu e Chavantes (Fig. 1). Para execução deste trabalho foram selecionadas duas áreas amostrais, uma na região onde está inserida a piscicultura, que será abordada neste estudo como TR, (Fig. 2) e a outra área, que foi escolhida com características fisiográficas similares ao trecho TR, denominado Controle, que será mencionado no decorrer deste trabalho como CT, situado nas coordenadas geográficas $23^{\circ}7'56.89''\text{S}$ e $49^{\circ}36'13.24''\text{O}$, a 3 km de distância a montante da piscicultura, (Figs. 2 e 6).

Os dois locais de estudo apresentam margem formada por rochas, fragmentos de matas mesófilas e algumas áreas com macrófitas aquáticas. Este empreendimento iniciou suas atividades no início de 2008 e é classificado como de médio porte, no qual conta com cerca de 200 tanques-rede com volume útil que variam de 6 a 18m^3 (Fig. 3).

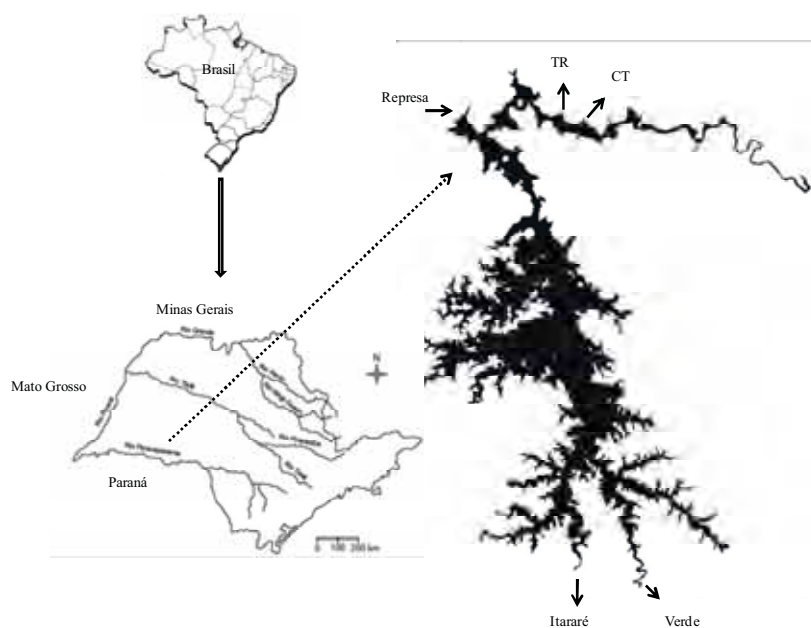


Figura 1. Localização da represa UHE Chavantes no médio rio Paranapanema SP/PR. (seta) local de estudo – sistema de piscicultura em tanques-rede (TR) e trecho controle (CT). (Fonte: Imagem de satélite do GoogleEarth - DigitalGlobe).

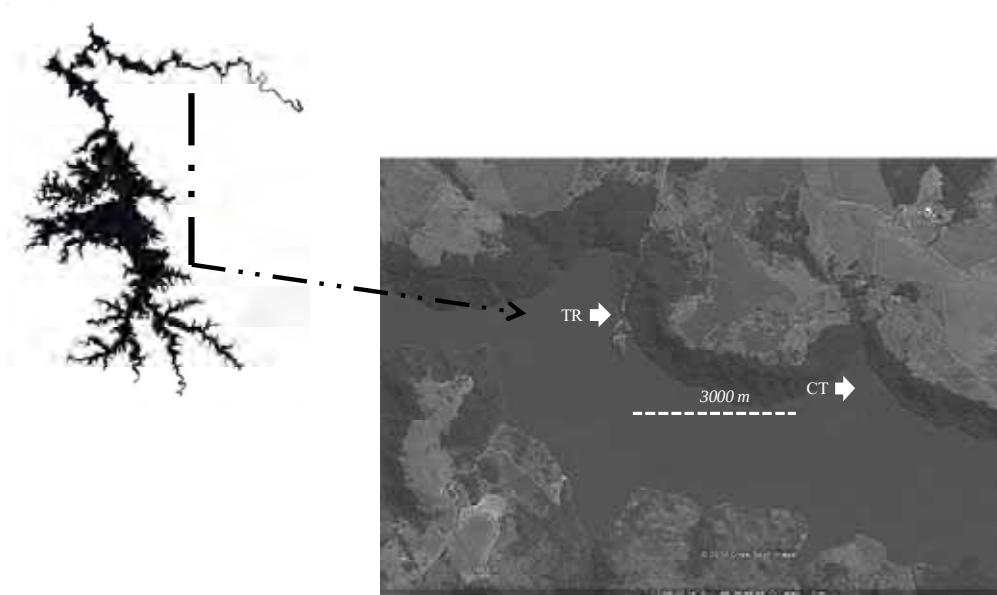


Figura 2. Mapa da represa de Chavantes. (seta) local de estudo – sistema de piscicultura em tanques-rede (TR) e trecho controle (CT). (Fonte: Imagem de satélite do GoogleEarth - DigitalGlobe).



Figura 3. A criação de peixes em tanques-rede na represa de Chavantes médio rio Paranapanema SP/PR.



Figura 4. Tanque-rede com acúmulo de algas em sua estrutura metálica na represa de Chavantes médio rio Paranapanema SP/PR.

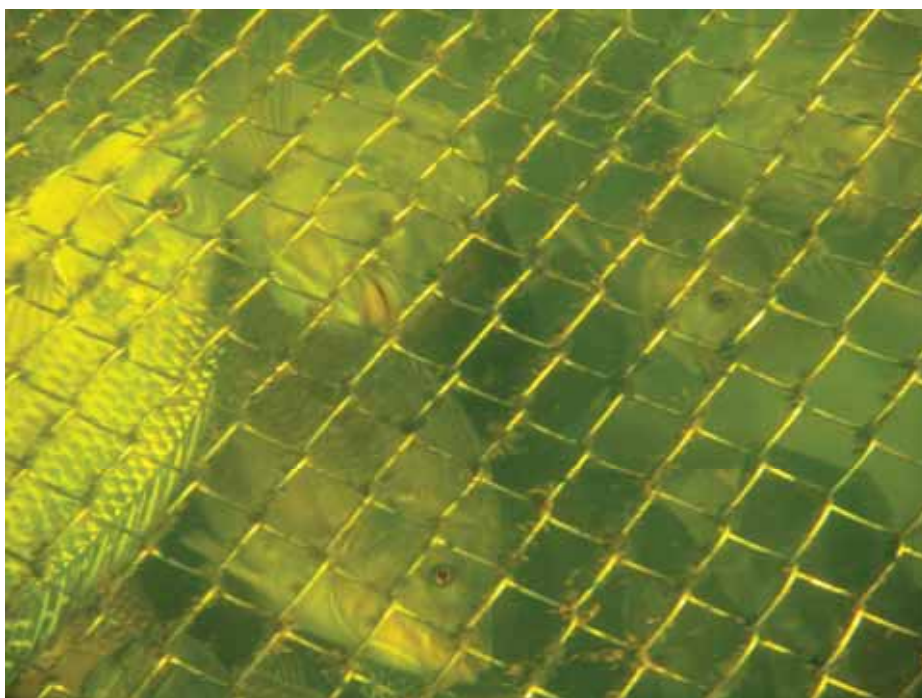


Figura 5. Imagem subaquática da espécie (*Oreochromis niloticus*) produzida na piscicultura localizada na represa de Chavantes médio rio Paranapanema SP/PR.



Figura 6. A região escolhida como trecho Controle na represa de Chavantes médio rio Paranapanema SP/PR.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil**. Maringá, Eduem, 2007. 501p.

AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO Jr., H.F. Peixes da bacia do alto Paraná. In: LOWE-MCCONNELL, R.H. (Ed.) **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Trad.: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; CUNNINGHAM, P.T.M. São Paulo: EDUSP. 374-399, 1999.

AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO Jr., H.F.; PETRERE Jr. Itaipu reservoir (Brazil): Impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: COWX, I.G. (Ed.) **Rehabilitation of freshwater fisheries**. London: Fishing New Books, 1994. p.171-184.

AGOSTINHO, A.A. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. In: AGOSTINHO, A.A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. (Eds.) **Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil**. Maringá: EDUEM, 1992. 127p.

BEVERIDGE, M.C.M. **Cage aquaculture**. 3.ed. Oxford: Fishing News Books, 2004. 368p.

BEVERIDGE, M.C.M. **Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact**. Rome: FAO (Fisheries Technical Paper, 255), 1984. 131p.

CARVALHO, E.D. **Ações antrópicas e a biodiversidade de peixes: status da represa de Jurumirim (Alto Paranapanema)**. 2009. 91f. Tese (Livre-docência) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.

CARVALHO, E.D.; SILVA, R.J.; RAMOS, I.P.; REZENDE-AYROZA, D.M.M.; AYROZA, L.M. Caracterização das condições limnologias junto aos sistemas de tilapicultura em tanques-rede no reservatório da U.H.E. Chavantes, médio rio Paranapanema. **Relatório de pesquisa (FINEP)**. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008. 45p.

CARVALHO, E.D.; DAVID, G.G.; RAMOS, I.P.; NOVAES, J.L.C.; LIMA, S.M.A. A pesca artesanal no contexto da tilapicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira (Rio Paraná, SP/MS): composição, rendimento e partilha de recursos. In: **XI Congresso Brasileiro de Limnologia, Macaé, RJ**. 2007. (suporte: SEAP/FEPIISA/UNESP).

CARVALHO, E.D.; SILVA, V.F.B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP, 1999. p.771-799.

CASTAGNOLLI, N. Piscicultura intensiva e sustentável. In: VALENTI, W.C. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. 399p.

DUKE ENERGY. **Peixes do rio Paranapanema**. 2.ed. São Paulo: Horizonte Geográfico, 2008. 120p.

DUKE ENERGY. **Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes**. Chavantes, 2002. v.1.

ESPÍNDOLA, E.L.G. (org.). Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado. **Série – Ciência da Engenharia Ambiental**, São Carlos: Rima Editora, 2002. v.1, 346p.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2008**. 2008. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/011/i0250e/i0250e00.htm>>. Acesso em: 24 dez 2009.

FURLANETO, F.P.B.; AYROZA, D.M.M.R.; AYROZA, L.M.S. Custo e rentabilidade da produção de tilápia (*Oreochromis spp.*) em tanque-rede no médio Paranapanema, Estado de São Paulo, safra 2004/05. **Informações Econômicas**, v.36, n.3, 2006.

HENRY-SILVA, G.G; CAMARGO, A.F.M. Impacto das Atividades de Aquicultura e Sistemas de Tratamento de Efluentes com Macrófitas Aquáticas – Relato de Caso. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.34, n1, p.163–173, 2008.

LATINI, A.O.; PETRERE Jr., M. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management and Ecology**, v.11, p.71-79, 2004.

MEDEIROS, F.C. **Tanque-rede: mais tecnologia e lucro na piscicultura**. Cuiabá: Centro América, 2002. 110p.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - MPA. **Aquicultura no Brasil**. Brasília, 2009. Disponível em:<<http://www.mpa.gov.br/mpa/seap/html/aquicultura/index.htm>>. Acesso em: 25 jan 2010.

NOBILE, A.B. **A ictiofauna agregada a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): composição de espécies e atributos ecológicos**. 2010. 81f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

ONO, E.A. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. Rio de Janeiro: Fundação Biblioteca Nacional, 1998. 41p.

ORSI, M.L.; AGOSTINHO, A.A. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanque de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira Zoologia**, v.16, n.2, p.557-560, 1999.

SAMPAIO, T. Relatório dos rios Itapetininga e Paranapanema. **Revista do Instituto Geográfico e Geológico**, v.2, n.3, 1944.

SANTOS, G.B.; FORMAGIO, P.S. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. **Informe Agropecuário**, v.21, n.203, p.98-106, 2000.

TORLONI, C.E.C.; CORREA, A.R.A.; CARVALHO Jr., A.A.; SANTOS, J.J. **Reprodução de peixes autóctones reofilicos no reservatório de Promissão, Estado de São Paulo.** São Paulo: CES, 1986. 14 p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez.** São Carlos: Rima Editora, 2003. 248p.

WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and the fish fauna. **Verhandlungen Der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v.24, p.2531-2536, 1991.

ZANATTA, A.S.; RAMOS, I.P.; SILVA, R.J. ; LAGEANI, F.; CARVALHO, ED. Pisces, Siluriformes, Ictaluridae, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818): first record in middle Paranapanema River reservoir, aquaculture and exotic species dispersion. Check List (São Paulo, 2010).

ZOCCHI, P. **Paranapanema: da nascente à foz.** São Paulo: Horizonte Geográfico/Audichromo, 2002. 132p.

1º CAPÍTULO

**INFLUÊNCIA DE UMA PISCICULTURA EM TANQUES-REDE NA
DIETA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PEIXES NA REPRESA
DE CHAVANTES, RIO PARANAPANEMA SP/PR.**

RESUMO

Estudos relacionados à alimentação de peixes em represas são importantes para compreender o papel das populações ícticas estabelecidas nestes ecossistemas aquáticos, no que diz respeito à sua posição na cadeia alimentar e aos recursos que necessitam. Contudo, tais represas estão sendo alvos de uma crescente implantação de sistemas de piscicultura em tanque-rede, cujos estudos sobre seu impacto ainda são escassos. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar qual a influência do desenvolvimento de uma criação de peixes em tanques-rede em ambiente natural nas principais espécies de peixes (*Pimelodus maculatus*, *Apareiodon affinis* e *Galeocharax knerii*) residentes no seu entorno na represa de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR. Para isto, foram coletadas amostras das populações ao redor dos tanques-rede (TR) e em um ambiente sem a sua influência denominada Controle (CT), mensalmente, de mar/2008 até fev/2009. Para a captura dos peixes foram utilizados redes de espera com esforço padronizado expostas por 18 horas. Os exemplares foram eviscerados e os estômagos retirados para análise posterior em estereomicroscópio. Os itens foram pesados e identificados até o nível taxonômico mais inferior possível. Os resultados da análise da dieta foram expressos como frequência de ocorrência e peso dos itens, combinados no Índice Alimentar (IAi). Também foram calculados o grau de repleção médio (GRm), amplitude de nicho trófico e sobreposição alimentar entre as espécies. As similaridades na dieta das espécies entre os trechos TR e CT foram avaliadas pela análise de correspondência (DCA) e agrupamento (método de ligação UPGMA). Os maiores valores de GRm foram observados no trecho TR em relação ao trecho CT, exceto para *A. affinis*. A espécie *A. affinis* apresentou o detrito como recurso principal da sua dieta em ambos os trechos estudados (IAi TR = 73,1%; IAi CT = 95,7%), no entanto, o recurso ração foi o segundo mais importante em sua dieta no trecho TR (IAi = 20,5%). O item ração foi o mais consumido por *P. maculatus* no trecho TR (IAi = 99,3%) e o detrito foi o mais consumido pela espécie no trecho CT (IAi = 51,7%). A espécie *G. knerii* apresentou a dieta baseada em peixes para ambos os trechos de estudo (IAi = 70,4% e 87,5% respectivamente). Ainda, foram evidenciados baixos valores de amplitude de nicho, indicando que as espécies baseiam suas dietas em poucos recursos alimentares. A baixa sobreposição alimentar observada entre os pares de espécies indica que as espécies partilham os recursos alimentares disponíveis. As análises de agrupamento e a DCA indicaram uma similaridade nas espécies *A. affinis* e *P. maculatus* no trecho TR, possivelmente, em função do consumo de ração pelas duas espécies. Assim, conclui-se que as instalações de sistemas de criação de peixes em tanques-rede alteram significativamente a dieta das espécies nativas, podendo provocar modificações na teia trófica. Deste modo, a criação de uma nova política de liberação desses empreendimentos nas águas continentais traz consigo implicações de ordem social, econômica e ambiental.

Palavras-Chave: Tanques-rede, Dieta, Represa, Ictiofauna, Impacto Ambiental.

ABSTRACT

Studies of fish feeding in reservoirs are important for understanding the role of established populations of fish in these aquatic ecosystems, with respect to their position in the food web and the resources they need. However, it is being observed an increasing development of cage fish farming in reservoirs, and studies of their impact are still scarce. The aim of this study was to evaluate the effect of the cage fish farming in the main fish species (*Pimelodus maculatus*, *Apareiodon affinis* e *Galeocharax knerii*) occurring around these systems in Chavantes Reservoir, Middle Paranapanema River, SP/PR. Samples of the fish populations around the cage fish farming (TR) and in an environment without the influence called Control (CT) were made monthly from the mar/2008 Feb/2009. The main fishing gear was gill nets, used with standardized effort and exposed for 18 hours. The specimens were eviscerated and the stomachs were removed for analysis at a stereomicroscope. The items were weighed and identified to the most detailed taxonomic level possible. The results of diet analysis were expressed as the frequency of occurrence and weight of items, combined in the Alimentary Index (AI). We also calculated the main stomach fullness (GRM), niche breadth and diet overlap between species. The similarities in the diet of the species among sites CT and TR were evaluated with Correspondence Analysis (DCA) and cluster analysis (UPGMA linkage method). Higher values of GRM were observed in the stretch TR when compared to CT, except for *A. affinis*. The species *A. affinis* presented detritus as the main food resource in both studied areas (AI TR = 73.1%; AI CT = 95.7%), however ration was the second most important food resource used by this species in the TR stretch (AI = 20.5%). The item ration was the most important in the diet of *P. maculatus* in the stretch TR (AI = 99.3%) and detritus was the most consumed in the stretch CT (AI = 51.7%). The species *G. knerii* presented its diet based in fish in both sites (AI TR = 70.4%; AI CT = 87.5%). Low values of niche breadth were observed, indicating that species based their diet in a few food resources. The low values of diet overlap observed among species pairs can indicate that species share the food resources available. Both cluster and correspondence analysis demonstrated that *A. affinis* and *P. maculatus* present similar diets in the TR stretch, probably due to the ration consumption by these species. We conclude that the cage fish farming systems alters significantly the diet of native species, which can cause changes in the food web. Thus, the creation of a new policy to allow these systems in continental waters has social, economic and environmental implications.

Keywords: Cage Fish Farming, Diet, Reservoir, Fish, Environmental Impact.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os grandes rios das bacias hidrográficas brasileiras vêm sendo regulados visando à geração de hidroeletricidade, conforme diretrizes governamentais, com o intuito de suprir a crescente demanda de energia. Porém, lagos artificiais decorrente desses empreendimentos tem causado prejuízos à fauna e a flora nativa, além de graves problemas sócio-econômicos (WOYNAROVICH, 1991; FEARNSIDE, 1999).

Contudo, deve-se considerar que além dos impactos decorrentes da construção de represas e de seu funcionamento, as comunidades de peixes vêm sofrendo outros impactos que diminuem a diversidade de peixes, tais como: a introdução de espécies não-nativas (ORSI & AGOSTINHO, 1999; SANTOS & FORMAGIO, 2000; LATINI & PETRERE, 2004), perda da vegetação ripária, contaminação por efluentes e assoreamento das margens (TORLONI *et al.*, 1986; PAIVA, 1993; GOMES & MIRANDA, 2002; SMITH *et al.*, 2002; ALVIM & PERET, 2004).

Além dos agravantes citados acima, atualmente, observa-se que os sistemas de piscicultura em tanques-rede vêm ocupando lugar de destaque no aproveitamento das águas públicas abertas, podendo ser uma nova fonte em potencial de impactos sobre a ictiofauna de represas brasileiras (CARVALHO, 2005). Os primeiros registros do uso de sistemas de criação de organismos aquáticos em gaiolas ou tanques-rede datam a década de 1950, no delta do rio Mekong, Sudeste Asiático (BEVERIDGE, 1984). Atualmente, esta atividade encontra-se em grande expansão nas represas de usinas hidroelétricas, incentivados por órgãos governamentais (SECRETARIA ESPECIAL AQUICULTURA E PESCA - SEAP, 2006; MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA, 2009).

A piscicultura no Brasil apresenta grande potencial de crescimento em decorrência da enorme disponibilidade hídrica, estimada em 5,3 milhões de hectares de lâmina d'água em reservatórios, das condições climáticas favoráveis e da maior disponibilidade e

aprimoramento da cadeia produtiva ligada a esta atividade (AYROZA *et al.*, 2006). Neste contexto, é importante prever os efeitos negativos que poderão ser causados pelos sistemas de pisciculturas em tanques-rede. Entretanto, os impactos sobre a biota e a qualidade da água ainda não foram bem elucidados, requerendo assim, estudos visando uma melhor compreensão do que as implantações destes sistemas causarão no ecossistema (CARVALHO, 2006).

Um dos agravantes dessa atividade é o escape das sobras de ração para o ecossistema. Estima-se que até 30% da ração fornecida não são utilizadas, ficando disponível no ambiente por deficiência de manejo (BEVERIDGE, 2004; PILLAY, 2004; CARVALHO & RAMOS, 2010). Deste modo, tal atividade pode causar impactos como mudança na qualidade do sedimento (KELLY, 1993), alterações na comunidade planctônica (DIAZ *et al.*, 2001; DIAS, 2008), alterações na comunidade bentônica (MENEZES & BEIRUTH, 2003), atração da ictiofauna (TROEL & BERG, 1997; PAES, 2006; RAMOS *et al.*, 2008) e alterações nas cadeias tróficas (HÅKANSON, 2005).

PAES (2006), RAMOS *et al.* (2008) e CARVALHO & RAMOS (2010), levantam a hipótese de que este tipo de atividade serve de atrativo para muitas espécies de peixes nativos dos reservatórios brasileiros, alterando de forma sensível a alimentação natural dos peixes destes locais em curto prazo. Assim, poderão ocorrer mudanças na estrutura populacional em função da implantação e manejo desta atividade.

Segundo GODINHO (2007), pelo menos 40 espécies de peixes de água doce brasileiras são utilizadas em aquicultura, o que representa 1,5% de suas espécies conhecidas. Embora a produção brasileira de peixes cultivados venha crescendo, o ritmo de crescimento é menor do que o indicado pelo seu potencial. BOSCOLO *et al.* (2001) e IBAMA (2002), destacam que uma das principais espécies utilizadas nestes sistemas é

Oreochromis niloticus, em função da sua rusticidade, crescimento rápido, e fácil adaptação ao confinamento (KAMAL & MAIR, 2005; MWANJA *et al.*, 2006).

Os processos bióticos e abióticos envolvidos na degradação ambiental dos ecossistemas de águas continentais são muitas vezes complexos e os seus efeitos combinados não são facilmente mensuráveis. Muitas atividades antrópicas ao longo da paisagem contribuem para a degradação, incluindo a descarga de efluentes domésticos, agrícolas e industriais, acidificação, erosão e sedimentação, que induz à intensas modificações nas bacias hidrográficas e sua biota.

Podem-se citar como ações de impacto ambiental o aprofundamento e a limpeza de canais, a drenagem das zonas úmidas, as alterações do fluxo dos rios causadas pela construção de açudes e as barragens para abastecimento, a irrigação, e a geração de hidroeletricidade (SIMON & LYONS, 1995; TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005) e, atualmente, a implantação de sistemas de criação de peixes em tanques-rede nas águas continentais.

As comunidades de organismos refletem as condições da bacia hidrográfica melhor que qualquer variável físico-química da água, porque elas respondem a toda a amplitude de fatores biogeoquímicos do ambiente (JENNINGS *et al.*, 1995; KARR & CHU, 2000). Os peixes são componentes dos ecossistemas aquáticos altamente sensíveis e possuem diversos atributos que os tornam úteis como indicadores biológicos da integridade biológica e do estado de conservação dos ambientes (SIMON & LYONS, 1995).

Os peixes podem ser considerados como indicador biológico das alterações ambientais sofridas pela bacia de drenagem, sendo que alguns atributos da comunidade, como riqueza, abundância, estrutura trófica, reprodução e condição de hígidez, permitem avaliar as condições do ambiente em que vivem (KARR, 1981). Além disso, apresentam

grande importância biológica e socioeconômica justificando sua utilização em programas de monitoramento biológico (ROSET *et al.*, 2007).

GALINA & HAHN (2003) destacam que um dos aspectos específicos a ser considerado em represas é a alimentação dos peixes, que pode ser muito diferente do padrão observado para a mesma espécie na fase rio, dependendo dos recursos que o ambiente oferece. Embora a maioria das espécies apresente elevada adaptabilidade trófica (GERKING, 1994), o que induz a maiores chances de sucesso na colonização em uma nova condição ambiental, muitos fatores, intrínsecos e extrínsecos, pode levar a espécie a um declínio populacional.

ABELHA *et al.* (2001), argumentam que a ocorrência de dieta flexível é uma característica marcante da ictiofauna fluvial tropical, onde a maioria das espécies pode mudar de um alimento para outro tão logo ocorram oscilações na abundância relativa do recurso alimentar em uso, motivadas por alterações ambientais espaços-temporais.

Além disso, quase todas as espécies mudam troficamente durante a ontogenia (OLIVEIRA *et al.*, 2004) e, em muitas populações, os indivíduos podem apresentar preferências alimentares ou fazer uso de táticas alimentares distintas, conduzindo a um forrageamento intra-específico diferenciado. Assim, uma abordagem consistente na avaliação dos processos interativos dentro das comunidades aquáticas é o conhecimento da dieta de peixes (HAHN *et al.*, 1997; WINEMILLER, 1989), cujo espectro alimentar pode ser influenciado tanto pelas condições ambientais como pela biologia de cada espécie.

Estudos de alimentação das assembléias de peixes em ambientes naturais permitem-nos reconhecer as guildas residentes e também fazer inferências sobre a sua estrutura, o grau de importância dos diferentes níveis tróficos e as relações entre seus componentes.

Neste contexto, estudos que apresentam dados sobre biologia populacional e alimentação de peixes em ambientes naturais podem servir como ferramentas para

conhecer a auto-ecologia do organismo, ainda mais quando levado em consideração que algumas espécies podem migrar para um determinado local devido a uma abundância repentina de recursos alimentares (ZAVALLA-CAMIN, 1996; AGOSTINHO & JÚLIO Jr., 1999; LOWE-McCONNELL, 1999; WOODWARD & HILDREW, 2002; GALINA & HAHN, 2004).

Em suma, estudos sobre a alimentação de peixes podem fornecer importantes informações para a compreensão do funcionamento do ecossistema, proporcionando ferramentas para um melhor manejo de populações naturais, com intuito de diminuir os impactos provocados pelas ações antrópicas.

2. OBJETIVOS

2.1. Gerais

Com o objetivo de investigar se as espécies de peixes *A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii* sofrem influência da piscicultura em tanques-rede em suas dietas, esta parte do trabalho teve como objetivo geral testar as seguintes hipóteses:

1ª- As espécies de peixes atraídas a este sistema irão apresentar táticas alimentares diferentes em relação ao trecho controle;

2ª- Ocorrerão mudanças nos hábitos alimentares de algumas espécies em função das atividades da piscicultura.

2.2. Específicos

Caracterizar a dieta das espécies mais abundantes no entorno do sistema de piscicultura em tanques-rede e comparar com o trecho controle; determinar quais são os grupos tróficos mais abundantes no entorno do sistema de piscicultura e no trecho controle.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A represa de Chavantes localiza-se na região do médio rio Paranapanema, entre os Estados de São Paulo e Paraná (SAMPAIO, 1944). A usina hidroelétrica de Chavantes entrou em operação em 1971, com uma potência instalada de 414 Mw. A barragem localiza-se a 480 m de altitude, e sua bacia hidrográfica é composta por grandes rios, como Paranapanema, Itararé e Verde. É uma represa do tipo bacia de acumulação, com profundidade máxima de 90 metros nos trechos próximos à barragem, cota máxima útil operacional de 474 m, volume total de $9.410 \times 10^6 \text{ m}^3$, bacia hidrográfica com área de 27.500 Km^2 e espelho d'água de 400 Km^2 em sua cota máxima operacional (DUKE ENERGY, 2002).

Este projeto foi conduzido em um empreendimento particular de criação de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede num trecho lântico no médio rio Paranapanema, na represa de Chavantes, localizado entre os municípios de Ipaussu e Chavantes. Para execução deste trabalho foram selecionadas duas áreas amostrais, uma na região onde está inserida a piscicultura em tanques-redes, que será abordada neste estudo como (TR). A outra área foi escolhida com características fisiográficas similares ao trecho TR denominado Controle que será mencionado no decorrer deste trabalho como (CT), situado nas coordenadas geográficas $23^{\circ}7'56.89''\text{S}$ e $49^{\circ}36'13.24''\text{O}$, a 3 km de distância a montante da piscicultura. Os dois locais de estudo apresentam margem formada por rochas, fragmentos de matas mesófilas e algumas áreas com macrófitas aquáticas.

Cabe ressaltar, que este empreendimento iniciou suas atividades no início de 2008 e é classificado como de médio porte, conta com cerca de 200 tanques com volume útil que variam de 6 a 18 m^3 localizado nas coordenadas geográficas.

3.2. Metodologia

As amostragens em campo tiveram início em outubro de 2007 realizando-se duas campanhas amostrais antes da implantação dos primeiros tanques-rede. Após a instalação do empreendimento, as campanhas amostrais começaram no mês de março de 2008 e se estenderam até o mês de fevereiro de 2009, mensalmente. A captura dos exemplares no entorno dos tanques-rede (TR) (junto as bóias de delimitação de área) e controle (CT) (a aproximadamente 3 km de distância do sistema de criação de peixes) foram realizadas instalando-se conjuntos de redes de espera iguais (esforço amostral padronizado entre os trechos) com malhagens variando entre 3 e 14 cm entre nós não adjacentes, expostas por 18 horas.

Os exemplares das diferentes espécies de peixes capturados foram triados e identificados em campo (NOBILE, 2010). A identificação foi feita com base em chaves de identificação e guias de referência (BRITSKI, 1972; BRITSKI *et al.*, 1988; BRITSKI *et al.*, 1999; REIS *et al.*, 2003; NELSON, 2006). Então, com base na ocorrência numérica amostral do TR, foram selecionadas três espécies de peixes (*Apareiodon affinis*, *Pimelodus maculatus* e *Galeocharax knerii*) para as análises comparativas da dieta (Índice Alimentar, Índice de Morisita-Horn, Amplitude de Nicho Trófico e Sobreposição Alimentar).

Ressalta-se que os dados das espécies capturadas no trecho ST, isto é, na fase antes da instalação dos tanques-rede, foram consideradas apenas como caráter qualitativo, em função do período amostral não ser compatível após a implantação dos tanques-rede.

Exemplares testemunhos de cada espécie selecionada foram depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes, do Departamento de Morfologia, do Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu, sob a responsabilidade do curador Prof. Dr. Cláudio de Oliveira.

Foram obtidas junto ao Setor de Hidrobiologia da Duke Energy – Geração Paranapanema informações relativas à precipitação mensal acumulada (mm de chuva) e variação mensal da cota altimétrica (m) desta represa.

3.3. Procedimentos em campo

Foram determinados os seguintes dados biométricos das três espécies de peixes, utilizando-se de ictiômetro e balança com precisão em centigramas: 1) Comprimento padrão em centímetros (L_s): medida obtida da ponta do focinho até a extremidade da última vértebra e 2) Peso total em gramas (W_t).

Os estômagos dos exemplares foram separados do intestino por uma secção imediatamente anterior aos cecos pilóricos, pesados em balança com aproximação em centigramas e transferidos para frascos etiquetados contendo formol 10% para serem transportados para o laboratório. O grau de repleção dos estômagos foi classificado visualmente numa escala de 0 a 4, de acordo com Walsh & Rankine (1979 in MARÇAL-SHIMABUKU & PERET, 2002), na qual: 0 = estomago vazio; 1 = menos de 25%; 2 = entre 25 e 50%; 3 = entre 50 e 75% e 4 = mais de 75%.

3.4. Procedimentos em laboratório

Os conteúdos dos estômagos foram transferidos para placas de Petri e examinados sob microscópio estereoscópio. Os itens foram pesados em balança analítica (0.0001g) e identificados até o nível taxonômico mais inferior possível, e quando este procedimento não foi possível (no caso de pequenos itens) atribuiu-se uma porcentagem em relação ao peso do conteúdo total do estomago. A identificação foi realizada com base em chaves de identificação ou livros específicos dos itens mais comumente observados em estudos de dieta: insetos aquáticos (LEHMKUHL, 1979; STRIXINO & STRIXINO, 1982; MERRITT

& CUMMINS, 1996; COSTA IDE & SIMONKA, 2006), fitoplâncton (JOLY, 1963) e microcrustáceos (RUPPERT & BARNES, 2005).

3.5. *Análise dos dados*

Para determinar a dieta das espécies de peixes selecionadas, foram utilizadas as seguintes análises:

Grau de Repleção Médio (GRm): verifica a atividade alimentar e suas possíveis variações relacionadas a aspectos temporais e espaciais, conforme Santos (1978): $GRm = (0n_0 + 1n_1 + 2n_2 + 3n_3 + 4n_4)/(n_0 + n_1 + n_2 + n_3 + n_4)$, na qual: $n_{0...4}$ = número de indivíduos com grau de repleção 0, 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Frequência de ocorrência (FO): expressa o número de estômagos que contém um ou mais indivíduos de cada categoria em porcentagem do total de estômagos analisados, e por ser um método qualitativo, não é considerado o tamanho dos itens ou o número em que ocorrem. Este método fornece informações sobre a seletividade ou a preferência do alimento, o espectro alimentar e a amplitude de nicho trófico, podendo também descrever a uniformidade com que grupos de peixes selecionam seu alimento (HAHN & DELARIVA, 2003).

Índice Alimentar (IAi): utiliza simultaneamente os métodos de ocorrência e volumétrico, gerando um índice que mostra os principais itens alimentares da dieta de uma determinada população (KAWAKAMI & VAZZOLER, 1980), adaptado por HAHN *et al.* (1998): $IAi = F_i \times W_i \times 100 / \sum F_i \times W_i$, na qual: IAi = Índice Alimentar; $i = 1, 2, \dots, n$, itens alimentares; F_i = frequência de ocorrência do item i (%); W_i = Peso do item i (%).

Índice de Morisita-Horn: consiste em uma simplificação do índice de similaridade de Morisita, variando de 0 a 1, onde o valor zero indica nenhuma similaridade e o valor um alta similaridade (MORISITA, 1959 in KREBS, 1989). Também pode ser utilizado para

medida de valores proporcionais e biomassa (HORN, 1966 in KREBS, 1989). Esse índice fundamenta-se no percentual dos itens alimentares do conteúdo estomacal dos exemplares dos dois trechos estudados, sendo relativamente independente do tamanho da amostra.

Análise de Correspondência com remoção do efeito do arco (DCA, HILL & GAUCH, 1980): calculado sobre os dados de peso (%) dos recursos alimentares, considerando as espécies por trecho estudado, utilizando o programa PCORD (MAcCUNE & MEFFORD, 1997).

Sobreposição alimentar: calculado de acordo com o Índice de PIANKA (1973): $O_{jk} = \sum P_{ij} P_{ik} / \sqrt{\sum (P_{ij}^2) \sum (P_{ik}^2)}$, utilizando-se do programa EcoSim700, na qual O_{jk} = medida de sobreposição alimentar de Pianka entre as espécies j e k; p_{ij} = proporção do recurso alimentar i no total de recursos utilizados pela espécie j; p_{ik} = proporção da categoria alimentar i no total de itens utilizados pela espécie k; e n = número total de itens. O índice de sobreposição de Pianka varia de 0 (nenhuma sobreposição) a 1 (sobreposição total). Os resultados da sobreposição interespecífica foram considerados alto (> 0,6), moderados (0,4 - 0,6) ou baixos (<0,4) (NOVAKOWSKI *et al.*, 2008).

Amplitude de nicho trófico: foi calculado utilizando o peso, pelo índice de Levin (HURLBERT, 1978): $B_i = [(\sum S_j P_{ij}^2)^{-1} - 1] (n - 1)^{-1}$, na qual B_i é o índice padronizado de amplitude de nicho, P_{ij} é a proporção do recurso alimentar j na dieta da espécie i e n é o número de recursos alimentares. Para este cálculo utilizou-se o programa EcoSim700. Este índice assume que a amplitude da dieta pode ser estimada pela uniformidade na distribuição dos itens entre os diversos recursos alimentares (HURLBERT, 1978; FUGI *et al.*, 2008). O valor de B_i varia do valor zero (quando a espécie consumiu principalmente um recurso alimentar) ao valor 1 (quando a espécie consumiu todas os recursos em proporções semelhantes). Os resultados foram considerados alto quando $B > 0,6$;

moderado quando o valor de B esteve entre 0,4 e 0,6 e baixo quando $B < 0,4$ (NOVAKOWSKI *et al.*, 2008).

Análise de agrupamento (cluster): calculado com os dados de presença e ausência dos itens alimentares das espécies selecionadas por trecho e empregando-se a distância euclidiana com o método de ligação UPGMA (associação média não ponderada), utilizando-se do programa STATISTICA 7.

4. RESULTADOS

Três espécies de peixes foram mais representativas numericamente no trecho tanques-rede: *Apareiodon affinis*, *Pimelodus maculatus* e *Galeocharax knerii*, correspondendo juntas a 85,8% do número total de indivíduos ($n = 3.997$) das espécies capturadas ($N = 21$) ao redor do sistema de criação de peixes em tanques-rede (Tab. I).

Tabela I. Posição taxonômica (BUCKUP *et al.*, 2007 e REIS *et al.*, 2003), abundância numérica e relativa das espécies coletadas antes da instalação dos tanques-rede (ST), no entorno do sistema de criação de peixes (TR) e no trecho controle (CT), na represa de Chavantes, durante o período de estudo. * principais espécies numericamente no TR.

Ordem Characiformes	ST	(%)	TR	(%)	CT	(%)
Família Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	1	0,2	2	0,1	57	2,5
Família Erythrinidae						
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	5	1,0	0	0,0	25	1,1
Família Characidae						
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	25	5,0	187	4,7	257	11,4
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	-	-	11	0,3	4	0,2
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1875)*	12	2,4	346	8,7	105	4,7
<i>Piaractus mesopotamicus</i> Holmberg, 1887	-	-	3	0,1	3	0,1
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	1	0,2	19	0,5	26	1,2
Família Anostomidae						
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987	22	4,4	54	1,4	108	4,8
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	-	-	1	-	1	0,004
<i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski, 1990	1	0,2	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	6	1,2	23	0,6	74	3,3
Família Parodontidae						
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879) *	315	62,5	2,204	55,1	867	38,5
Família Prochilodontidae						
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	-	-	-	-	14	0,6
Família Curimatidae						
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	2	0,4	1	0,0	19	0,8
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	24	4,8	16	0,4	301	13,4
Ordem Siluriformes						
Família Callichthyidae						
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	-	-	-	-	18	0,8
Família Pimelodidae						
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	32	6,3	104	2,6	67	3,0
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803*	23	4,6	880	22,0	112	5,0
Família Heptapteridae						
<i>Pimelodella</i> sp.	-	-	1	0,04	0	0,0
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	-	-	11	0,3	11	0,5
Família Doradidae						
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855)	-	-	1	0,004	-	-
Ordem Perciformes						
Família Cichlidae						
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	-	-	-	-	2	0,1
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006	-	-	7	0,2	1	0,004

<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	6	1,2	2	0,1	10	0,4
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	13	0,3	1	0,004
<i>Tilapia rendalii</i> Boulenger, 1897	1	0,2	-	-	-	-
Família Sciaenidae						
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	28	5,6	111	2,8	167	7,4
Total	504	100	3,997	100	2,250	100

4.1. Dieta das três espécies selecionadas

Foram amostrados 2.204 indivíduos da espécie *A. affinis* no trecho TR dos quais 799 tiveram seus conteúdos estomacais analisados, e 867 indivíduos no trecho CT dos quais 575 tiveram seus conteúdos estomacais analisados. Assim, o item mais importante da dieta desta espécie para as duas áreas de estudo selecionadas, TR e CT, foi o Detrito (IAi = 73,1% e 95,7% respectivamente), seguidos pelo item Ração no TR (IAi = 23%) e Cyanophyceae no CT (IAi = 2,4%) (Figs. 1 e 2). Ainda, a análise do grau médio de repleção (GRm) revelou menor valor no trecho TR (GRm=0,9) em comparação ao trecho CT (GRm=1,9).

Cabe ressaltar, que *A. affinis* apresentou o maior consumo de Ração nos meses de junho (23,5%) e agosto (18,9%), na estação seca, mostrando novamente um aumento no consumo deste recurso em janeiro de 2009, estação das chuvas, porém, período caracterizado com uma das menores cotas da represa (Fig. 7 e 8).

Para a espécie *P. maculatus*, no trecho TR, foi amostrado 881 indivíduos dos quais 644 tiveram os seus conteúdos estomacais analisados, sendo o item Ração o mais consumido (IAi = 99,3%), seguido por Detrito (IAi = 0,3%) (Fig. 3). No trecho CT foi capturado 112 indivíduos e 75 deles tiveram seus conteúdos estomacais analisados, tendo como item principal na sua dieta o Detrito (IAi = 51,7%), seguido por Gastrópodes (IAi = 24%) (Fig. 4). Para esta espécie o grau médio de repleção (GRm) foi maior no trecho TR (GRm=1,5) em comparação ao trecho CT (GRm=1,2).

Para a espécie *G. knerii* foi amostrado 346 indivíduos no trecho TR e analisado o conteúdo estomacal de 101 indivíduos, enquanto que, no trecho CT foi registrado 105 indivíduos e analisado o conteúdo estomacal de 16 exemplares, tendo como item mais consumido nos dois trechos de estudo, Restos de Peixes ($IA_i = 70,4\%$ e $87,5\%$ respectivamente), seguidos pelo item *A. affinis* no trecho TR ($IA_i = 29,6\%$) e Camarão no trecho CT ($IA_i = 12,3\%$) (Figs. 5 e 6). O grau médio de repleção, também apresentou maiores valores no trecho TR ($GR_m = 1,1$) em comparação com o trecho CT ($GR_m = 0,4$).

Assim, a espécie mais abundante em número foi *A. affinis*, com 2.204 indivíduos e biomassa de 52,1 kg no trecho TR, 871 indivíduos e biomassa de 20,9 kg no trecho CT e 315 indivíduos e biomassa de 7,7 kg no trecho ST. No trecho TR, *P. maculatus* foi a principal espécie em biomassa, com 142,4 kg e 881 exemplares. A terceira espécie mais abundante foi *G. knerii*, com 346, 106 e 12 indivíduos, e biomassa de 40,5, 106 e 1,2 kg nos trechos TR, CT e ST, respectivamente (Tab. I).

A comparação da dieta das três espécies para ambos os trechos, levando em consideração apenas a presença e ausência dos itens alimentares consumidos, mostraram que as espécies consumiram um maior número de itens alimentares no trecho CT, exceto para *A. affinis* que foram registrados oito itens alimentares no trecho TR e sete no CT, tendo o item Ração exclusivo do TR, e os demais itens (Detrito, Material Vegetal e Díptera) comuns aos dois trechos (Tab. II.).

Foram registrados para espécie *P. maculatus* 17 itens no TR e 21 no CT, tendo como itens exclusivos da dieta no trecho TR a Ração e Hymenoptera, enquanto que, no trecho CT os itens Gomphidae, Ceratopogonidae, Coleoptera, Hemiptera, Corixidae e Arachnida foram exclusivos (Tab. III).

A dieta de *G. knerii* foi mais restrita, utilizando como recursos alimentares no trecho TR três itens na dieta, tendo como exclusivo Hymenoptera, e no CT quatro itens

alimentares, tendo como exclusivos Fragmentos de exoesqueletos e Pupa de Díptera (Tab. IV).

Conforme mostra o teste de Morisita-Horn, não há similaridade entre as dietas nos distintos trechos de cada espécie estudada, exceto para os exemplares das populações da espécie *P. maculatus* (Tabs. II, III e IV).

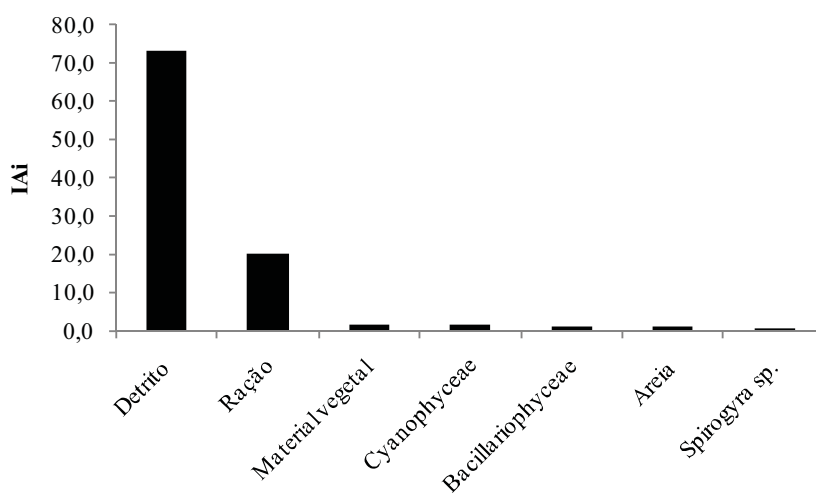


Figura 1. Índice Alimentar (IAi) da espécie *A. affinis* no trecho TR no médio rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

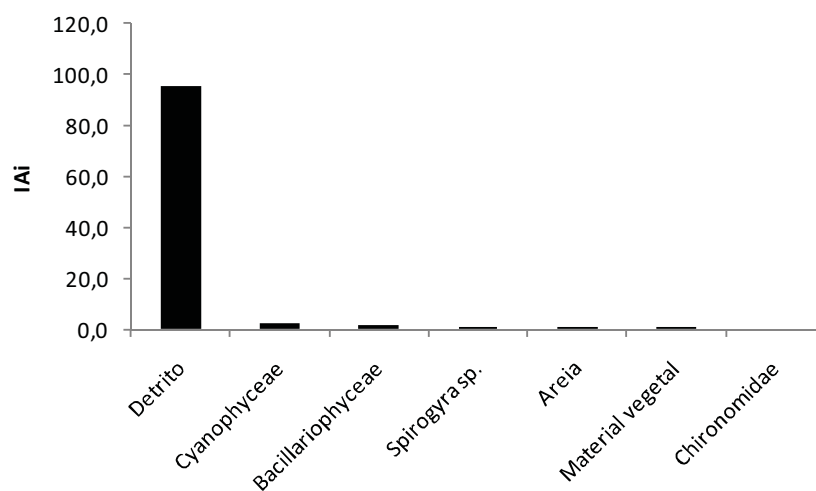


Figura 2. Índice Alimentar (IAi) da espécie *A. affinis* no trecho CT no médio rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

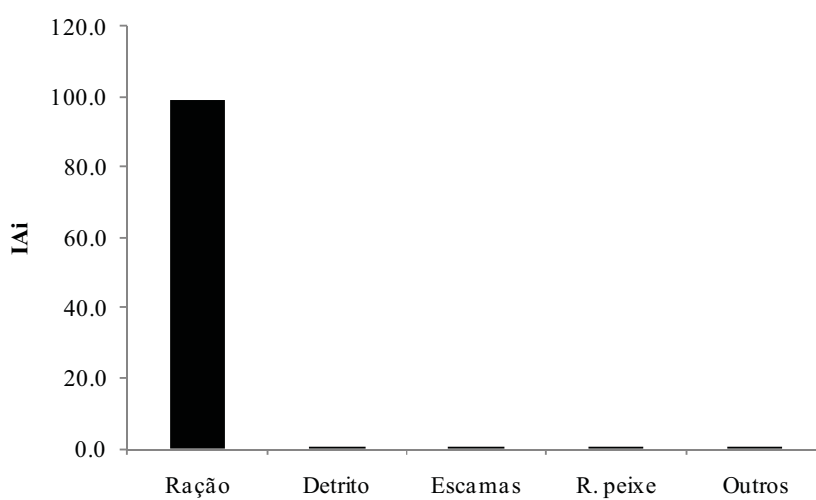


Figura 3. Índice Alimentar (IAi) da espécie *P. maculatus* no trecho TR no médio rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

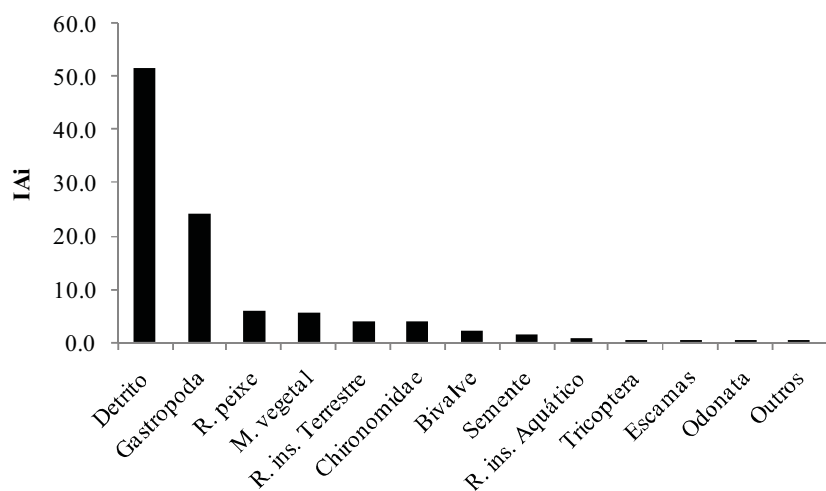


Figura 4. Índice Alimentar (IAi) da espécie *P. maculatus* no trecho CT no médio rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

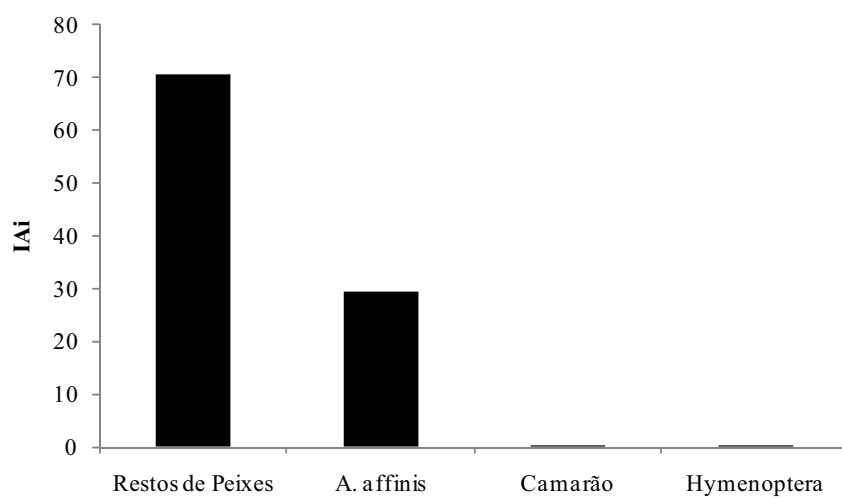


Figura 5. Índice Alimentar (IAi) da espécie *G. knerii* no trecho TR no médio rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

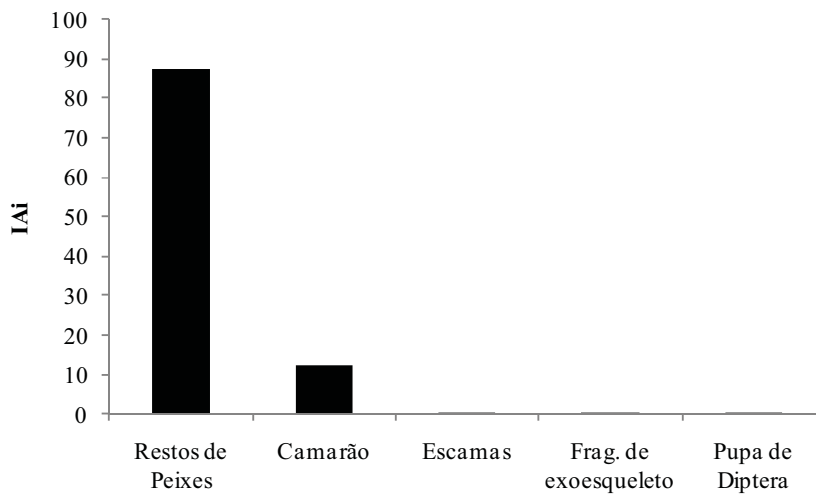


Figura 6. Índice Alimentar (IAi) da espécie *G. knerii* no trecho CT no médio rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

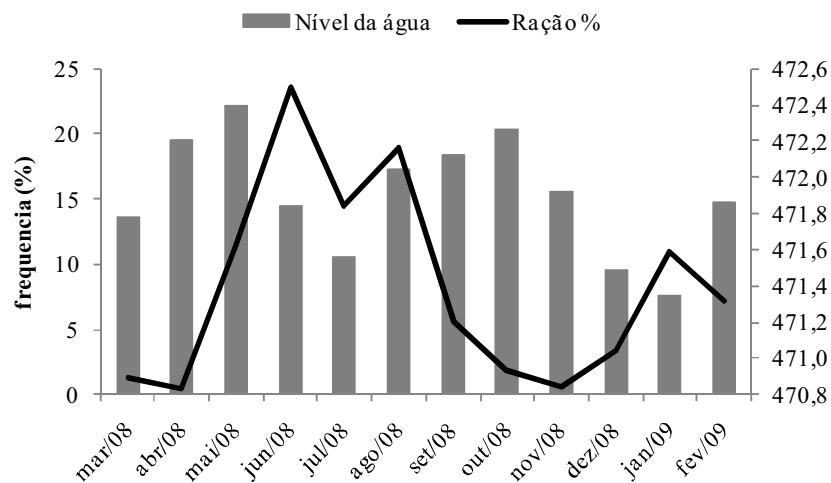


Figura 7. Variação do nível da água (cota altimétrica - m) e variação do consumo mensal de ração* pela espécie *A. affinis* no rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR - (Fonte dos dados de precipitação mensal da represa de Chavantes: Duke Energy – Geração Paranapanema). * = base com conteúdo alimentar estudado.

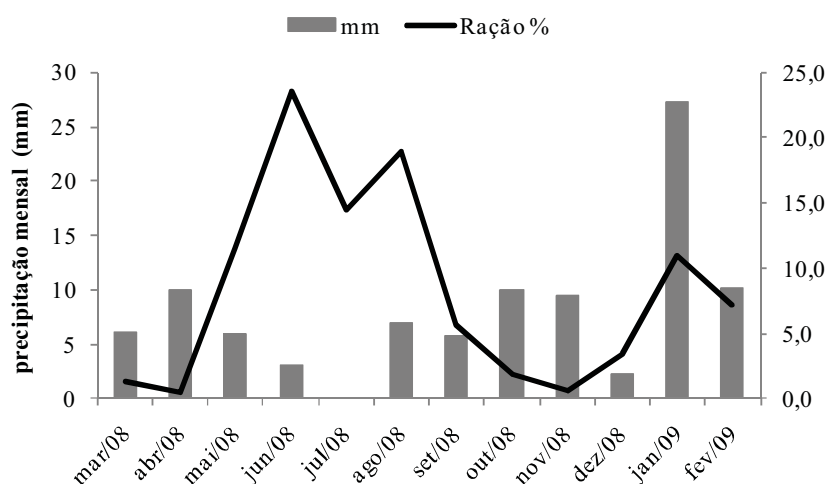


Figura 8. Precipitação mensal acumulada (mm de chuva) e variação do consumo mensal de ração* pela espécie *A. affinis* no rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR - (Fonte dos dados de precipitação mensal da represa de Chavantes: Duke Energy – Geração Paranapanema). * = base com conteúdo alimentar estudado.

Tabela II. Composição e comparação da similaridade da dieta a partir dos dados do Índice Alimentar (IAi) da dieta das populações da espécie *A. affinis* nos trechos tanque-rede (TR) e controle (CT) no médio rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR. *Teste de Morisita-Horn.

Período total de estudo		TR	CT
Categorias	Ítem	(IAi) n=799	(IAi) n=575
Ração	Restos de ração	20,5	-
Detrito	Matéria orgânica e inorgânica	73,1	95,7
Material vegetal	Cyanophyceae	1,4	2,4
	Bacillariophyceae	1,3	1,6
	<i>Spirogyra</i> sp.	0,8	0,2
	fragmento vegetal	1,9	0,1
Díptera	Chironomidae	0,0	0,0
Areia	Matéria inorgânica	1,0	0,1
Total de ítems		8	7

*Morisita-Horn = 0,93

Tabela III. Composição e comparação da similaridade da dieta a partir dos dados do Índice Alimentar (IAi) da dieta das populações da espécie *P. maculatus* nos trechos tanque-rede (TR) e controle (CT) no médio rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR. *Teste de Morisita-Horn.

Período total de estudo		TR	CT
Categorias	Item	(IAi) n=644	(IAi) n=75
Ração	Restos de ração	99,3	-
Peixes	Restos de peixes (Fragmentos de músculos, ossos e escamas)	0,4	6,3
Detrito	Matéria orgânica, com ou sem presença de porção inorgânica	0,3	51,7
Vegetais	Fragmentos de material vegetal (raiz, folha, semente e caule)	0,01007908	7,3
	Algas (<i>Spirogyra</i> sp.)	0,0001	0,0
Moluscos	Bivalvia	0,00669924	2,0
	Gastropoda	0,03897581	24,0
Insetos Aquáticos	Fragmentos de exoesqueleto	0,00017401	0,6
	Odonata (ninfa)	0,00000562	0,2
	Gomphidae (ninfa)	-	0,01856
	Diptera	-	-
	Chaoboridae	0,00000004	0,00008
	Chironomidae (pupa e larva)	0,00049850	3,7
	Ceratopogonidae	-	0,00130
	Ephemeroptera (ninfa)	0,00000042	0,00247
	Hemiptera	-	0,00156
	Corixidae	-	0,00027
	Trichoptera (larva)	0,00001648	0,3
Insetos Terrestres	Hymenoptera (ninfa)	0,00031246	-
	Coleoptera (larva)	-	0,01710
	Fragmentos de exoesqueleto	0,00266821	3,7
Crustáceos	Camarão (<i>Macrobrachium</i> sp.)	-	0,1
Outros	Aracnídeos	-	-
	Arachnida (aranha)	-	0,00078
	Microcrustáceos	-	-
	Ostracoda	0,00000025	0,1
	Protozoários	-	-
	Tecameba	0,00000004	0,00002
Total de itens		17	22

*Morisita-Horn = 0,003

Tabela IV. Composição e comparação da similaridade da dieta a partir dos dados do Índice Alimentar (IAi) da dieta das populações da espécie *G. knerii* nos trechos tanque-rede (TR) e controle (CT) no médio rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.
*Teste de Morisita-Horn.

Período total de estudo		TR	CT
Categorias	Ítem	(IAi) n=101	(IAi) n=16
Peixes	Restos de peixes e exemplares da espécie <i>A. affinis</i>	99,99	87,6
Crustáceos	Camarão (<i>Macrobrachium</i> sp.)	0,000952	12,3
Hymenoptera	Ninfa	0,00036	-
Insetos Aquáticos	Fragmentos de exoesqueleto	-	0,1
Diptera	Pupa	-	0,00999
Total de ítems		3	4

**Morisita-Horn* = 0,98

Conforme mostram os resultados acima, de acordo com as preferências dos recursos alimentares, das espécies selecionadas nos dois trechos estudados, destacaram-se três categorias tróficas principais:

- **Detritívoro:** Representada pela espécie *A. affinis*, que além do detrito consumiu restos de ração como adicional a sua dieta no trecho TR, enquanto que no trecho CT consumiu preferencialmente detrito orgânico com porções inorgânicas, matéria orgânica vegetal (fragmentos vegetais e algas) e aleatoriamente alguns invertebrados.
- **Onívoro:** Representada pela espécie *P. maculatus*, que consumiu itens de origem animal (invertebrados até peixes) e vegetais, desde algas (unicelulares e filamentosas) até vegetais superiores, nos dois trechos de estudos, destacando o seu oportunismo trófico com o consumo de ração provenientes do sistema de criação de peixes em tanques-rede.
- **Piscívoro:** Representada pela espécie *G. knerii*, que consumiu principalmente peixes, identificados ou não, nos dois trechos de estudos.

A ordenação das espécies com base na utilização dos recursos alimentares, definida pela Análise de Correspondência com remoção do efeito do arco (DCA), mostrou que o eixo 1 (auto-valor = 0,75) separou as espécies que consumiram o item Ração. O eixo 2 (autovalor = 0,1) destacou a espécie *G. knerii* que consumiu grandes quantidades de peixes nos dois trechos de estudo (Fig. 9).

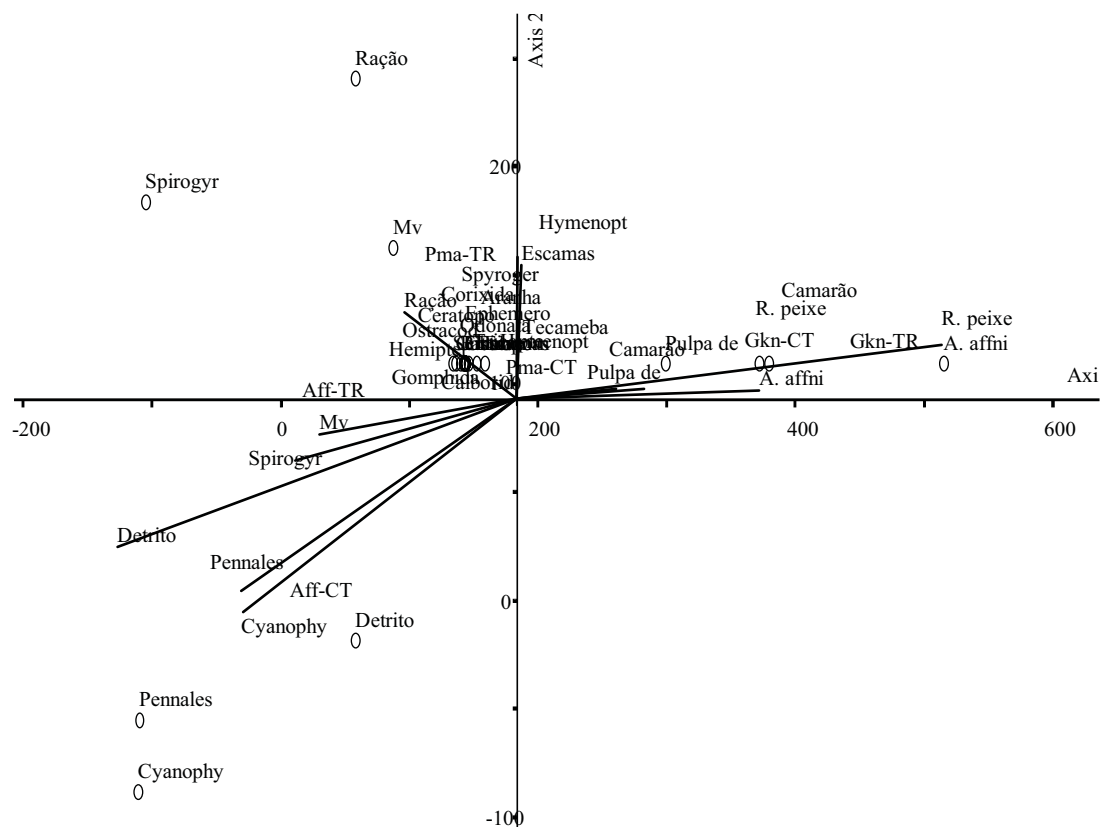


Figura 9. Análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) dos recursos alimentares das espécies em estudo nos trechos de coleta, onde Aff-TR, PmaTR e GknTR refere-se a *A. affinis*, *P. macultus* e *G. Knerii* do trecho tanque-rede (TR) e Aff-CT, PmaCT e GknCT refere-se a *A. affinis*, *P. macultus* e *G. Knerii* do trecho controle (CT) na represa de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR.

As análises das freqüências de sobreposição alimentar revelaram baixa sobreposição entre os pares de espécies, nenhuma atingindo o valor mínimo ($< 0,40$). Desta maneira, o valor mais elevado ficou entre as espécies *A. affinis* e *P. maculatus* (0,36) no trecho TR, porém não indicando valor significativo de sobreposição (Tab. V)

Tabela V. Sobreposição alimentar entre os pares de espécies dos dois trechos de estudos na represa de Chavantes, rio Paranapanema, SP/PR.

TR	<i>A. affinis</i>	<i>P. maculatus</i>	<i>G. knerii</i>
<i>A. affinis</i>	0,00	0,36	0,00
<i>P. maculatus</i>	0,00	0,00	0,07
<i>G. knerii</i>	0,00	0,00	0,00
CT	<i>A. affinis</i>	<i>P. maculatus</i>	<i>G. knerii</i>
<i>A. affinis</i>	0,00	0,03	0,00
<i>P. maculatus</i>	0,00	0,00	0,00
<i>G. knerii</i>	0,00	0,00	0,00

* Valores 0-<0,40 - 0,40-0,60 - >0,60

Em relação à amplitude de nicho, verifica-se que as três espécies analisadas apresentaram valores de amplitude de nicho trófico abaixo de $B < 0,40$. Contudo, quando comparado as espécies *A. affinis* e *G. knerii* observa-se que as mesmas apresentaram elevados valores no trecho TR em relação ao CT. No entanto, a espécie *P. maculatus* teve uma amplitude de nicho muito menor no trecho TR (Fig. 10).

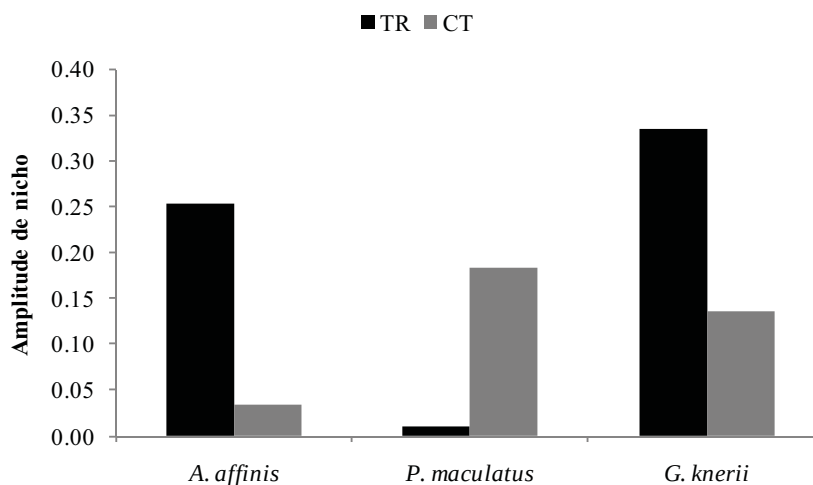


Figura 10. Amplitude de nicho trófico de Levins das espécies de peixes das populações dos dois trechos de estudo, tanque-rede (TR) e controle (CT), da represa de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR.

A análise de agrupamento baseado na composição alimentar das espécies apresentou semelhanças na dieta das espécies *A. affinis* e *P. maculatus* no trecho TR, destacando duas categorias tróficas: detritívora para a primeira espécie e onívora para segunda, tendo as duas espécies de peixe consumido grandes quantidades de ração, disponibilizada para o ambiente pelo sistema de criação de peixes (Fig. 11). Para o trecho CT, observou-se que a dieta da espécie detritívora *A. affinis* ficou separada das demais, *P. maculatus* e *G. knerii*, aproximando duas categorias tróficas: onívora para a primeira e piscívora para a segunda (Fig. 12).

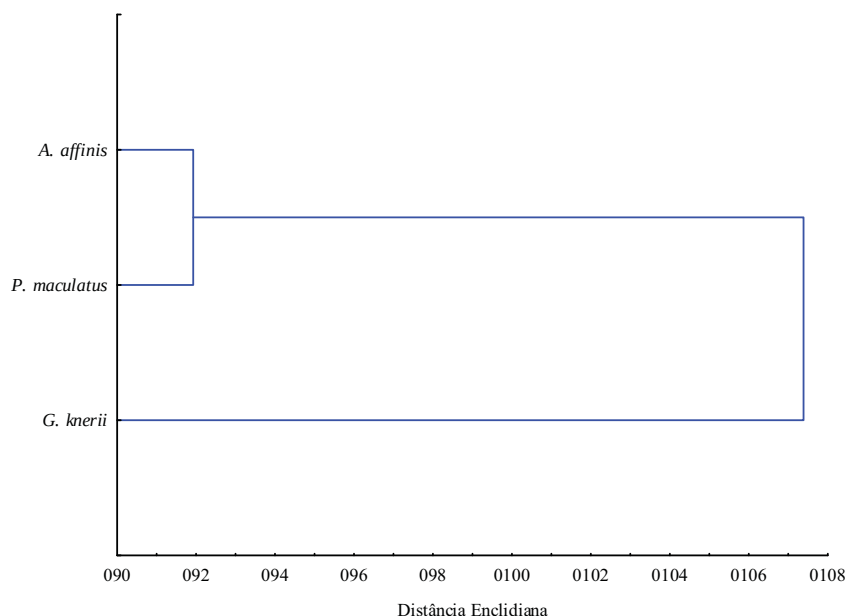


Figura 11. Dendrograma de similaridade da dieta das espécies de peixes empregando-se a distância euclidiana e o método de ligação UPGMA, capturadas no trecho TR na represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR.

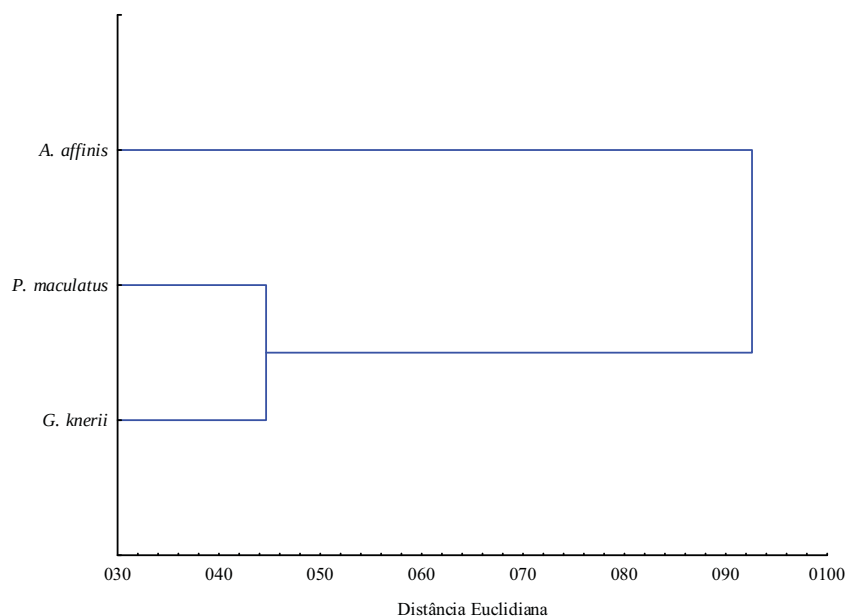


Figura 12. Dendrograma de similaridade da dieta das espécies de peixes empregando-se a distância euclidiana e o método de ligação UPGMA, capturadas no trecho CT na represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR.

5. DISCUSSÃO

Criações de peixes em tanques-rede disponibilizam recursos na forma de matéria e energia para as cadeias tróficas do meio aquático, servindo de atrativo para muitos organismos (BEVERIDGE, 2004), através da liberação de sobras de ração provenientes do desenvolvimento da atividade (arraçoamento). Além disso, também contribuem indiretamente para o crescimento de algas (MANNINO & SARA, 2007) e atração de peixes forrageiros, como observados para este estudo, com a elevada quantidade da espécie *A. affinis* na área próxima da criação de peixes. Ainda, a estrutura física dos tanques-rede pode servir como abrigo e refúgio aos diferentes componentes da biota (BEVERIDGE, 1984 e 1996) podendo levar a problemas ambientais (DALSGAARD & KRAUSE-JENSEN, 2006).

HÅKANSON *et al.* (1998) e HÅKANSON (2005) argumentam que parte do alimento ingerido pelos peixes em cultivo é eliminada na forma de excretas (fezes e metabólitos), que também são aproveitados pela ictiofauna residente que ocupa áreas próximas da criação de peixes. Assim, parte dessa ração não é totalmente aproveitada pelos animais em cultivo e, portanto, perdida para o meio aquático, podendo ser aproveitada pela biota local (BEVERIDGE *et al.*, 1991).

Diversos autores relatam a atração de organismos fitoplanctônicos, bentônicos e peixes nas áreas próximas aos empreendimentos de criação de peixes em tanque-rede, devido à disponibilidade de alimento (MENEZES & BEYRUTH, 2003; NICKELL *et al.*, 2003; MACHIAS *et al.*, 2004; GIANNOULAKI, 2005; HÅKANSON, 2005; KUTTI, 2008; RAMOS *et al.*, 2008; RAMOS, 2009).

Os estudos realizados neste trabalho revelaram uma maior atividade alimentar na região onde estão instalados os tanques-redes pelas espécies *P. maculatus* e *G. knerii*, fato que pode ser explicado pelo *input* de ração no ecossistema disponibilizada pelo empreendimento, e o grande oportunismo trófico da primeira espécie aproveitando-se deste recurso. Essa mesma situação foi observada por RAMOS (2009) para essa mesma represa. No caso da espécie *G. knerii*, esse fenômeno deve-se ao fato da elevada presença da espécie detritívora, *A. affinis*, ao redor da criação de peixes, servindo como alimento para a mesma, destacando-se como um dos principais itens de sua dieta constatado pelos cálculos do índice de importância alimentar (IAi) .

Desta forma, ressalta-se que *G. knerii* foi à espécie piscívora mais importante numericamente no trecho TR, e que a mesma, aproveitou do aporte de ração de forma indireta, consumindo a espécie *A. affinis* como seu principal recurso alimentar. Fatores como a estratégia reprodutiva oportunista, caracterizada pela ausência de cuidados parental, a maturação precoce e a reprodução contínua, que permite sua rápida colonização

na maior parte das represas do Sudeste do Brasil, são atributos que podem ter ajudado a espécie a se estabelecer como dominante em número e biomassa em relação às outras espécies piscívoras presente nesta área da represa. (MAGALHÃES *et al.*, 2004). Estes resultados demonstram as interferências das atividades da piscicultura na cadeia trófica do ecossistema local, podendo ser refletida em outros organismos.

Com relação à espécie *P. maculatus*, é caracterizada como onívora, apresentando elevada plasticidade trófica (HAHN *et al.*, 1998; LOBÓN-CERVIÁ & BENNEMANN, 2000; RESENDE, 2000; HAHN & FUGI, 2007; SILVA *et al.*, 2007), o que também é confirmado nesse estudo, pois na área dos tanques-redes a espécie utilizou elevadas quantidades de ração em sua dieta demonstrando, deste modo, o seu oportunismo trófico com a sua capacidade de utilizar as sobras de ração em sua dieta, o que contribuiu para o sucesso em se ajustar a esse novo habitat artificial moldado pelas instalações físicas e manejo zootécnico do empreendimento.

Espécies onívoras geralmente são associadas a um comportamento oportunista e, com isso, são capazes de reduzir o tempo dedicado a procura de alimento e, assim, aperfeiçoar o ganho de energia no processo de alimentação (WILSON & YOSHIMURA, 1994), como pode ter ocorrido com a espécie *P. maculatus* no aproveitamento quase que exclusivo da ração ao redor dos tanques-rede.

LOBÓN-CERVIÁ & BENNEMANN (2000) e SILVA *et al.* (2007) argumentam que a espécie *P. maculatus* pode explorar quase todos os níveis tróficos dos ecossistemas aquáticos, apresentando uma ampla flexibilidade para ingerir praticamente todos os organismos disponíveis. Além da importância ecológica, a mesma possui valor comercial na bacia do alto rio Paraná (CESP, 1994; VERMULM Jr. *et al.*, 2001; NOVAES, 2008) e é considerada importante na pesca em outras represas, como nos rios Tietê, Paraná e Grande

(BRAGA, 2000), o que justifica este tipo de estudo para entender o comportamento ecológico desta espécie nestes ecossistemas sob forte influência humana.

As populações de peixes respondem ao meio ambiente de modo diferente, e estas respostas dependem da intensidade e da duração dos fenômenos envolvidos, que podem provocar efeitos imprevisíveis sobre os parâmetros ambientais e fisiológicos que agem sobre as comunidades de peixes. Entretanto, quando o ambiente apresenta certa estabilização, algumas espécies desenvolvem especializações na alimentação (MERONA *et al.*, 2003), o que pode ter levado a espécie detritívora *A. affinis* ao grande aproveitamento dos restos de ração provenientes da piscicultura.

Com base nos resultados mostrados até agora, fica claro que as duas espécies, *A. affinis* e *P. maculatus*, conseguem suprir suas necessidades energéticas usando grande parte dos restos de ração em suas dietas no trecho TR, destacando que a segunda espécie utilizou elevadas quantidades desse item (ração) em sua dieta, deixando os demais recursos como alimentos complementares ou aleatórios. Por outro lado, no trecho CT os indivíduos necessitaram buscar fontes de alimento diversas, moldando sua dieta de acordo com sua categoria trófica e o que está em abundância no ambiente em um dado período de tempo.

Com relação à similaridade da dieta entre os dois trechos e uma mesma espécie, o teste de Morisita-Horn revelou diferenças significativas apenas na dieta de *P. maculatus* entre os trechos. Isso se explica por ela estar inserida na categoria trófica dos onívoros, portanto, agregando em sua dieta uma grande quantidade de recursos alimentares. Por outro lado, o dendograma de similaridade entre a dieta, considerando todas as espécies e os dois trechos de estudo, aproximou a dieta de duas categorias tróficas diferentes, *A. affinis* (detritívora) e *P. maculatus* (onívora), no trecho TR seguramente pelo consumo de ração dos indivíduos das duas espécies, assim como demonstrado pela análise de DCA. Já no CT as categorias tróficas mais similares foram a das espécies *P. maculatus* (onívoro) e *G.*

knerii (piscívoro) também evidenciado pela análise da DCA, demonstrando mais uma vez, a influência da inserção de um novo recurso alimentar neste ecossistema aquático.

Cabe ressaltar, que o consumo oportunista é considerado uma tática importante para o sucesso na colonização de ambientes alterados pela ação humana, o que permite que a espécie maximize a aquisição de energia de acordo com a oferta e qualidade do alimento, como observado pela população do trecho TR da espécie *P. maculatus* e, possivelmente, uma tendência a ser desenvolvida pela espécie *A. affinis*.

A população da espécie *A. affinis* apresentou menor atividade alimentar no trecho TR, onde estão inseridos os tanques-rede. Esse fato pode ser explicado pelo elevado número de fêmeas, grandes produções de ovócitos e altos valores de fecundidade, fenômeno que faz com que as fêmeas, quando estão em processo de reprodução, se alimentem menos, reservando grande parte de sua energia para produção de ovócitos, apresentando, assim, maior atividade reprodutiva no TR em relação ao CT.

Sobretudo é importante enfatizar que, embora a espécie *A. affinis* seja caracterizada como detritívora (SAZIMA, 1980; CASSATI *et al.*, 2003) a população do trecho TR inseriu um novo item em elevada quantidade em sua dieta, a Ração, confirmada por ter ocupado o segundo lugar pela análise da dieta, o que indica que a mesma apresenta plasticidade e oportunismo trófico. Ressalta-se que essa espécie já foi classificada como onívora por VIDOTTO-MAGNONI & CARVALHO (2009) no rio Tietê e por NOVAKOWSKI *et al.* (2008) em lagoas no Pantanal.

Ecossistemas de água doce neotropicais sofrem alterações cíclicas em resposta aos períodos das chuvas e secas, que podem provocar alterações nos recursos alimentares para a ictiofauna (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995; WINEMILLER & JEPSEN, 1998; LOWE-McCONNELL, 1999; HAHN *et al.*, 2004; YAMAMOTO, 2004; HAHN & FUGI, 2008), modificando o alimento disponível no ambiente. Ainda, ESTEVES & ARANHA (1999),

observaram que os efeitos das mudanças hidrológicas sobre as assembléias de peixes, podem provocar mudanças qualitativas e quantitativas na dieta de diferentes espécies.

Neste contexto, observou-se que a população de *A. affinis* no trecho TR apresentou maior consumo de ração nos meses de junho e agosto de 2008, período caracterizado como estação seca. Entretanto, observou-se novamente um aumento no consumo em janeiro de 2009, estação das chuvas, porém, período caracterizado com uma das menores cotas da represa. Essa flutuação no consumo pode estar ligada a diminuição de produção primária no litoral (algas) pela redução das chuvas e o baixo nível da represa em janeiro em comparação com o período de estudo, portanto, deixando o litoral mais raso, local de preferência da espécie, comprovado pela presença das capturas em campo nas redes menores, o que também demonstra que os escapes de ração do tanque além de se deslocar para o fundo, também alcança as zonas litorâneas.

Ainda, como os itens alimentares utilizados pelos peixes detritívoros podem aparecer em diferentes proporções em função das chuvas (VAZ *et al.*, 1999), algumas espécies como *A. affinis* consegue se ajustar aproveitando-se de um novo recurso alimentar, uma vez que as variações ambientais são importantes na disponibilidade de recursos (GALINA & HAHN, 2004).

Observaram-se três categorias tróficas predominantes ao redor do sistema de criação de peixes em tanque-rede: detritívora (*A. affinis*); onívora (*P. maculatus*) e piscívora (*G. knerii*). Uma hipótese é que esta situação indica uma simplificação da teia trófica local, levando em consideração a abundância e biomassa das espécies principais em comparação com as demais coletadas nesta mesma área.

As possíveis variações das categorias tróficas podem decorrer da instabilidade dos primeiros momentos de ajuste do ecossistema em função da inserção das estruturas físicas (tanques-redes) e de matéria e energia (ração) no ecossistema, que podem variar em função

dos procedimentos do empreendimento e dos gradientes longitudinais nas características físicas, químicas e biológicas.

Deste modo, as três espécies estudadas, cada uma dentro do seu nicho trófico, buscaram áreas próximas do cultivo de peixes, em função da disponibilidade de alimento de origem alóctone (sobras de ração) ou autóctone (algas, zoobentos e peixes forrageiros atraídos).

Com relação à sobreposição alimentar, observou-se que embora diversos recursos sejam utilizados por mais de uma espécie, estas não apresentam sobreposição em suas dietas (todos os valores abaixo de 0.4), indicando segregação parcial da dieta entre as espécies estudadas. Entretanto, observou-se certo grau de sobreposição alimentar 0,36 de nicho no trecho TR entre as espécies *A. affinis* e *P. maculatus*, também pelo fato das duas espécies terem utilizado o mesmo recurso (ração) como um dos itens principais em suas dietas, no entanto, o alimento é abundante, portanto, suficiente para permitir a coexistência e a utilização do recurso pelas duas populações.

Com relação à análise de amplitude de nicho trófico, duas diferentes táticas foram observadas: 1) *P. maculatus* apresentou valores de amplitude bem menores no trecho TR em comparação ao CT, provavelmente por utilizar os restos de rações quase que exclusivamente em sua dieta no trecho TR; e 2) as espécies *A. affinis* e *G. knerii* apresentaram maior amplitude de dieta no trecho TR, indicando a ampla utilização do aporte de novos recursos que esta atividade traz ao ecossistema aquático.

Deste modo, é possível sugerir que ocorreu uma distribuição espacial, permitindo a utilização dos restos de ração nas suas dietas pelas duas espécies em um mesmo ambiente por meio da partilha de recursos, uma vez que *A. affinis* utilizou mais as áreas litorâneas para forrageio e a espécie *P. maculatus*, possivelmente, buscou esse recurso mais próximo dos tanques na superfície da coluna d'água. Fato explicado pela captura dos indivíduos,

principalmente, nas redes de malhas 5, 6 e 7 instaladas nos tanques-rede em direção à região litorânea. Além disso, essa hipótese também pode ser sustentada pelo consumo de escamas de peixes, muito provavelmente das tilápias em produção.

A maioria das espécies tropicais apresenta elevada plasticidade trófica em suas dietas (GERKING, 1994; RESENDE, 2000; AGOSTINHO *et al.*, 2007). Fica evidente neste trabalho que, apesar de algumas espécies apresentarem dietas mais especializadas, com adaptações morfológicas que restringem o consumo de alimentos a recursos específicos como os detritívoros, isto não impede que elas explorem recursos que podem se tornar abundantes no ambiente. Um exemplo disto foi o elevado consumo de ração pela população da espécie *A. affinis* no trecho TR, que também apresenta uma grande flexibilidade de habitat tendo a sua presença registrada além de represas, rios e riachos (BIALTZKI *et al.*, 1998).

6. CONCLUSÕES

Com base nas evidências desse trabalho, observou-se que a atividade de criação de peixes em tanques-rede modificou a dieta de *A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii* em função do aporte de ração disponibilizado no ecossistema por estes empreendimentos. Isto foi comprovado conforme os seguintes resultados:

a) Elevado consumo de ração pelas espécies *P. maculatus* e *A. affinis* na área onde estão instalados os tanques-rede, mostrando que essa matéria e energia são absorvidas pela fauna de peixes residentes;

b) Atratividade de organismos e oportunismo trófico das espécies *A. affinis* e *P. maculatus* em aproveitar o alimento disponível (ração) em grandes quantidades no ambiente;

c) Maior atividade alimentar na área dos tanques-rede pelas espécies *P. maculatus* e *G. knerii*, indicando elevada quantidade de recurso alimentar disponível no ambiente, exceto para *A. affinis*, que pode estar transferindo parte da energia adquirida dos recursos alimentares facilitados pelo empreendimento, de forma direta (ração) e indireta (fitoplâncton), para produção de ovócitos como estratégia reprodutiva;

d) A capacidade de *G. knerii* em se beneficiar do aporte de matéria orgânica de forma indireta, utilizando como principal recurso alimentar peixes de pequeno porte, comprovado com a elevada quantidade de *A. affinis* no seu conteúdo estomacal no TR;

e) Caracterização das categorias tróficas dos detritívoros (*A. affinis*), onívoros (*P. maculatus*) e piscívoros (*G. knerii*), como dominantes no decorrer do desenvolvimento do empreendimento, fato que pode indicar uma futura simplificação na teia trófica.

Portanto, as instalações de sistemas de criação de peixes em tanques-rede alteram significativamente a dieta das espécies de peixes residentes na represa de Chavantes, médio rio Paranapanema. Assim, este estudo oferece um ponto de partida como uma ferramenta para a concepção de estratégias de gestão e planos futuros para a conservação da ictiofauna deste importante rio e melhor ordenamento das atividades de pisciculturas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELHA, M.C.F.; AGOSTINHO, A.A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, v.23, n.2, p.425-434, 2001.
- AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO Jr., H.F. Peixes da bacia do alto Paraná. In: LOWE-McCONNELL, R.H. (Ed). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Trad.: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; CUNNINGHAM, P.T.M. São Paulo: EDUSP, p. 374-399, 1999.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501p.
- ALVIM, M.C.C.; PERET, A.C. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco river in Três Marias, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.64, n.2, p.195-202, 2004.
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRE, N.N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. São Paulo: Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society, 1995. p.105-136.
- AYROZA, D.M.M.R.; FURLANETO, F.P.B.; AYROZA, L.M.S. Regularização de projetos de cultivo de peixes em tanques-rede no estado de São Paulo. **Panorama da Aqüicultura**, v.16, n.94, p.38-42, 2006.
- BEVERIDGE, M.C.M. **Cage aquaculture**. 3.ed. Oxford: Fishing News Books, 2004. 368p.
- BEVERIDGE, M.C.M. **Cage aquaculture**. 2.ed. Oxford: Fishing News Books, 1996. 346p.
- BEVERIDGE, M.C.M; PHILLIPS, M.J.; CLARKE, R.M. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In: BRUNE, D.E.; TOMASSO, J.R. (Eds). **Aquaculture and Water Quality**. Baton Rouge, LA: The World Aquaculture Society, 1991. p.506-533.
- BEVERIDGE, M.C.M. **Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact**. Rome: FAO (Fisheries Technical Paper, 255), 1984. 131p.
- BIALETZKI, A.; SANCHES, P.V.; BAUMGARTNER, G.; NAKATANI, K. Caracterização morfológica e distribuição temporal de larvas e juvenis de *Apareiodon affinis* (Steindachner) (Osteichthyes, Parodontidae) no alto Rio Paraná, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.15, n.4, p.1037-1047, 1998.
- BOSCOLO, W.R.; HAYASHI, C.; SOARES, C.M.; FURUYA, W.M.; MEURER, F. Desempenho e Características de Carcaça de Machos Revertidos de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), Linhagens Tailandesa e Comum, nas Fases Inicial e de Crescimento. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.30, n.5, p.1391-1396, 2001.

BRAGA, F.M.S. Biologia e pesca de *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae), no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MG-SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.12, p.1-14, 2000.

BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.Z.S.; LOPES, B.S. **Peixes do Pantanal: manual de identificação**. Brasília: Embrapa-SP, 1999. 184p.

BRITSKI, H.A.; SATO, Y.; ROSA, A.B.S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco)**. 3.ed. Brasília: Câmara dos Deputados, CODEVASF, 1988. 143p.

BRITSKI, H.A. Peixes de água doce do Estado de São Paulo. In: COMISSÃO INTERESTADUAL DA BACIA PARANÁ-URUGUAI. **Poluição e piscicultura: notas sobre poluição, ictiologia e piscicultura**. São Paulo: USP, Instituto de Pesca da C.P.R.N., 1972. p.79-108.

CARVALHO, E.D.; RAMOS, I.P. A aquicultura em grandes represas brasileiras: interfaces ambientais, socioeconômicas e sustentabilidade. **Boletim – Sociedade de Limnologia**, 2010.

CARVALHO, E.D. **Avaliação dos impactos da piscicultura em tanques-rede nas represas dos grandes tributários do Alto Paraná (Tietê e Paranapanema): o pescado, a ictiofauna agregada e as condições limnológicas**. Relatório FAPESP. 2006.

CARVALHO, E.D.; MARCUS, L.R.; FORESTI, F.; SILVA, V.F.B. Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.17, n.1, p.45-56, 2005.

CASATTI, L.; MENDES, H.F.; FERREIRA, K.M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.63, p.213-222, 2003.

CESP - **Companhia Energética de São Paulo. Aspectos limnológicos, ictiológicos e pesqueiros de reservatórios da CESP no período de 1986 a 1994**. São Paulo: CESP, 1994. 81p.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C.E. **Insetos imaturos. Metamorfose e Identificação**. Ribeirão Preto: Holos, Editora, 2006. 249p.

DALGAARD, T.; KRAUSE-JENSEN, D. Monitoring nutrient release from fish farms with macroalgal and phytoplankton bioassays. **Aquaculture**, v.256, p.302-310, 2006.

DIAS, J.D. **Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplânctônica em um reservatório subtropical**. 2008. 47f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

DIAZ, M.M.; TEMPORETTI, P.F.; PEDROZO, F.L. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura reservoir (Patagonia, Argentina). **Lakes & Reservoirs Research & Manage**, v.6, p.151-158, 2001.

ESTEVEZ, K.E.; ARANHA, J.M.R. Ecologia trófica de peixes de riacho. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro, Computer & Publish Editoração (Série Oecologia Brasiliensis), 1999. p.157-182.

FEARNSIDE, P.M. Impactos sociais da Barragem de Tucuruí. In: Editor: HENRY, R. **Ecologia de Reservatório: estrutura, funções e aspectos sociais**. FAPESP & FUNDIBIO, 1999. p.220-244.

FUGI, R.; LUZ-AGOSTINHO, K.D.G.; AGOSTINHO, A.A. Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. **Hydrobiologia**, v.607, p.143–150. 2008.

GALINA, A.B.; HAHN, N.S. Atividade de forrageamento de *Triportheus* spp. (Characidae, Triportheinae) utilizada como ferramenta de amostragem da entomofauna na área do reservatório de Manso, MT. **Revista Brasileira Zoociência**, v.6, n.1, p.81-92, 2004.

GALINA, A.B.; HAHN, N.S. Comparação da dieta de duas espécies de *Triportheus* (Characidae, Triportheinae), em trechos do reservatório de Manso e lagoas do rio Cuiabá, Estado do Mato Grosso. **Acta Scientiarum**, v.25, n.2, p.345-352, 2003.

GERKING, S.D. **Feeding ecology of fish**. Califórnia: Academic Press, 1994.

GIANNOULAKI, M.; MACHIAS, A.; SOMARAKIS, S.; KARAKASSIS, I. Wild fish spatial structure in response to presence of fish farms. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v.85, p.1271-1277, 2005.

GODINHO, P.H. Estratégias de peixes aplicadas à aquicultura: bases para o desenvolvimento de tecnologias de produção. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, v.31, n.3, p.351-360, 2007.

GOMES, L.C.; MIRANDA, L.E.; AGOSTINHO, A.A. Fishery yield relative to chlorophyll a in reservoirs of the upper Paraná river, Brazil. **Fisheries Research**, v.55, p.335-340, 2002.

GOTELLI, N.J.; G.L. ENTSMINGER. **EcoSim: Null models software for ecology**. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465, 2006.

HAHN, N.S.; FUGI, R. **Feeding and Digestive Functions of Fishes**. Ed: Science Publishers, 2008. p.35- 65.

HAHN, N.S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n.4, p.299-305, p.469-480, 2007

HAHN, N.S.; FUGI, R.; ANDRIAN, A.F. Trophic ecology of the fish assemblages. In: THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Eds.). **The Upper Paraná River and its Floodplain**: physical aspects, ecology and conservation. Leiden, Backhuys Publishers, 2004. p.247-269.

HAHN, N.S.; DELARIVA, R.L. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? **Interciencia**, v.28, n.2, p.100-104, 2003.

HAHN, N.S.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. **Interciencia**, v.23, n.5, p.299-305, 1998.

HAHN, N.S.; ANDRIAN, I. F.; FUGI, R.; ALMEIDA, V.L.L. Ecologia trófica. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. **A planície de inundação do Alto rio Paraná**: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM – Nupélia, p.209-228, 1997.

HÅKANSON, L. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. **Lakes & Reservoirs Research & Manage**, v.10, p.71-80, 2005.

HÅKANSON, L.; CARLSSON, L.; JOHANSSON, J. A new approach to calculate the phosphorus load to lakes from fish farm emissions. **Aquaculture Engineering**, v.17, p.149-166, 1998.

HILL, M.O.; GAUCH, H. G. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. **Vegetatio**, v.42, p.47-58, 1980.

HURLBERT, S.H. The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecology**, v.59, p.67-77, 1978.

IBAMA. Estatística da pesca - Brasil - **Grandes regiões e unidades da federação**. Brasília/DF, 2002. 17p.

JENNINGS, M.J.; FORE, L.S.; KARR, J.R. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. **Regulated rivers: Research and Management**, n.11, p.263-274, 1995.

JOLY, A.B. **Gêneros de algas de água doce da cidade de São Paulo e arredores**. São Paulo: Instituto de Botânica (suplemento), 1963. 188p.

KAMAL, A.H.M.M.; MAIR, G.C. Salinity tolerance in superior genotypes of tilapia, *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis mossambicus* and their hybrids. **Aquaculture**, v.247, p.189-201, 2005.

KARR, J.R.; CHU, E.W. Sustaining living Rivers. **Hydrobiologia** v.422-423, p.1-14, 2000.

- KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v.6, n.6, p.21-27, 1981.
- KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim Instituto Oceanográfico**, v.29, n.2, p.205-07, 1980.
- KELLY, L.A. Release rates and biological availability of phosphorus released from sediments receiving aquaculture wastes. **Hydrobiologia**, v.253, p.367-372, 1993.
- KREBS, C. Ecological Metodology. New York, Harper Collins Publishers, 1989, 654p.
- KUTTI, T. A aquicultura estimulando a vida animal. **Panorama da Aquicultura**, v.18, p.18-19, 2008.
- LATINI, A.O.; PETRERE JR, M. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management and Ecology**, v.11, p.71-79, 2004.
- LEHMKUHL, D.M. **How to know the aquatic insects**. Dubuque: Wm. C. Brown Company Publishers, 1979. 168p.
- LOBÓN-CERVIÁ, J.; BENNEMANN, S.T. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). **Archiv für Hydrobiologie**, v.149, n.2, p.285-306, 2000.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 535p.
- McCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **Multivariate analysis of ecological data, version 3.0**. Oregon, USA: MjM Software Design. 1997.
- MACHIAS, A.; KARAKASSIS, I.; LABROPOULOU, M.; SOMARAKIS, S.; PAPADOPOULOU, K.N.; PAPAConstantinou, C. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. **Estuarine Coastal Shelf Science**, v.60, p.771-779, 2004.
- MAGALHÃES, A.L.B.; BAZZOLI, N.; SANTOS, G.B.; RIZZO, ELIZETE. Reproduction of the South American dogfish characid, *Galeocharax knerii*, in two reservoirs from upper Paraná River basin, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v.70, p.415-425, 2004.
- MANNINO, A.M.; SARA, G. Effects of fish-farm biodeposition on periphyton assemblages on artificial substrates in the southern Tyrrhenian Sea (Gulf of Castellammare, Sicily). **Aquatic Ecology**, v.42, p.575-581, 2008.
- MARÇAL-SHIMABUKU, M.A.; PERET, A.C. Alimentação de peixes (Osteichthyes, Characiformes) em duas lagoas de uma planície de inundação brasileira da bacia do rio Paraná. **Interciência**, v.27, p.299-306, 2002.

- MENEZES, L.C.B.; BEYRUTH, Z. Impactos da aquicultura em tanques-rede sobre a comunidade bentônica de Guarapiranga - São Paulo - SP. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.29, n.1, p.77-86, 2003.
- MÉRONA, B.; VIGOUROUX, R.; F.L.TEJERINA-GARRO. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. **Hydrobiologia** v.551, p.33-47, 2005.
- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3.ed. Dubuque: Kendall Hunt Publ. Co., 1996. 722p.
- MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - MPA. **Aquicultura no Brasil**. Brasília, 2009. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/mpa/seap/html/aquicultura/index.htm>>. Acesso em: 25 jan. 2010.
- MWANJA, W.W.; AKOL, A.; ABUBAKER, L.; MWANJA, M.; MSUKU, S.B.; BUGENYI, F. Status and impact of rural aquaculture practice on Lake Victoria basin wetlands. **Afr. J. Ecol.**, v.45, p.165-174, 2006.
- NELSON, J.S. **Fishes of the world**. 4.ed. New York: John Wiley & Sons, 2006. 600p.
- NICKELL, L.A.; BLACK, K.D.; HUGHES, D.J.; OVERNELL, J.; BRAND, T.; NICKELL, T.D.; BREUER, E.; HARVEY, S.M. Bioturbation, sediment fluxes and benthic community structure around a salmon cage farm in Loch Creran, Scotland. **Journal of Experimental Marine Biology Ecology**, v.285-286, p.221-233, 2003.
- NOBILE, A.B. **A ictiofauna agregada a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): composição de espécies e atributos ecológicos**. 2010. 81f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.
- NOVAES, J.L.C. **Estudo comparativo da pesca artesanal em dois grandes reservatórios do alto Paraná: Barra Bonita (rio Tietê) e Jurumirim (rio Paranapanema)**. 2008. 250f. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008.
- NOVAKOWSKI, G.C.; HAHN, N.S.; FUGI, R.. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. **Neotropical Ichthyology**, v.6, n.4, p.567-576, 2008.
- OLIVEIRA, A.K.; ALVIM, M.C.C.; PERET, A.C.; ALVES, C.B.M. Diet shifts related to body size of the pirambeba *Serrasalmus brandtii* Lütken, 1875 (Osteichthyes, Serrasalminae) in the Cajuru reservoir, São Francisco river basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.64, n.1, p.117-124, 2004.
- ORSI, M.L.; AGOSTINHO, A.A. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanque de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira Zoologia**, v.16, n.2, p.557-560, 1999.
- PAES, J.V.K. **A ictiofauna associada e as condições limnológicas numa área de influência da criação de tilápias em tanques-rede no reservatório de Nova**

Avanhandava. 2006. 183f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2006.

PAIVA, M.P. Impactos das grandes represas sobre o meio ambiente. **S. Paulo. Ciênc. e Cul.**, v.35, n.9, p.1274-1282, 1993.

PIANKA, E.R. The structure of lizard communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.4, p.53-74, 1973.

PILLAY, T.V.R. **Aquaculture and the environment**. 2.ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 194p.

RAMOS, I.P. **Aspectos da biologia populacional de *Pimelodus maculatus*, (Teleostei: Siluriformes) sob influência de sistemas de piscicultura em tanques-rede**. 2009. 131f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.

RAMOS, I.P.; VIDOTTO-MAGNONI, A.P.; CARVALHO, E.D. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.20, n.3, p.245-252, 2008.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JUNIOR, C.J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 742p.

RESENDE, E.K. Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.60, p.389-403, 2000.

ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**, v.14, p.393-405, 2007.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados**. São Paulo: Roca. 7. ed., 2005. 1168 p.

SANTOS, G.B.; FORMAGIO, P.S. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. **Informe Agropecuário**, v.21, n.203, p.98-106, 2000.

SANTOS, E.P. **Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura**. São Paulo: EDUSP, 1978. 129p.

SAZIMA, I. Behavior of two Brazilian species of Paradontid fishes, *Apareiodon piracicabae* and *Apareiodon ibitiensis*. **Copeia**, n.1, p.166-169, 1980.

SECRETARIA ESPECIAL AQUICULTURA E PESCA - SEAP. Disponível em: <<http://www.presidencia.gov.br/seap/>>. Acesso em: set. 2006.

SILVA, E.L.; FUGI, R.; HAHN, N.S. Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. **Acta Scientiarum, Biological Sciences**, v.29, n.4, p.387-394, 2007.

SIMON, T.P.; LYONS, J. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: DAVIS, W.S.; SIMON, T.P. **Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making**. Boca Raton: CRC Press., 1995. p.243-260.

SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; PEREIRA, C. C. G. F.; Rocha, O. Impactos dos reservatórios do médio e baixo rio Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade de Pesca. In: PPG – CEA. **Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: RiMa, 2002, Série Ciências da Engenharia Ambiental, v.1, p.57-70.

StatSoft, Inc. 1996. **Statistica for Windows: computer program manual**. Tulsa: StatSoft, Inc. <http://www.statsoft.com>.

STRIXINO, G.; STRIXINO, S.T. **Insetos Aquáticos: Guia de Identificação**. Universidade Federal de São Carlos (Depto. De Ciências Biológicas), 1982. 21p.

TEJERINA-GARRO, F.L.; MALDONADO, M.; IBANEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N.; OBERDORFF, T. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.48, n.1, p.91-108, 2005.

TORLONI, C.E.C.; CORREA, A.R.A.; CARVALHO JR., A.A.; SANTOS, J.J. **Reprodução de peixes autóctones reofílicos no reservatório de Promissão, Estado de São Paulo**. S. Paulo: CESP, 1986. 14 p.

TROELL, M.; BERG, H. Cage fish farming in the tropical Lake Kariba, Zimbabwe: impact and biogeochemical changes in sediment. **Aquaculture Research**, v.28, p.527-544, 1997.

VAZ, M.M.; PETRERE Jr, M.; MARTINELLI, L.A.; MOZETO, A.A. The dietary regime of detritivorous fish from the River Jacaré Pepira, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v.6, p.121-132, 1999.

VERMULM JR, H.; GIAMAS, M.T.D.; CAMPOS, E.C.; CÂMARA, J.J.C.; BARBIERI, G. Avaliação da pesca extrativista em alguns rios do Estado de São Paulo, no período entre 1994 e 1999. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.27, n.2, p.209-217, 2001.

VIDOTTO-MAGNONI, A.P., CARVALHO, E.D. Aquatic insects as the main food resource of fish the community. **Neotropical Ichthyology**, v.7, p.701-708, 2009.

WILSON, D.S.; YOSHIMURA, J. On the coexistence of specialists and generalists. **Am. Naturalist**, v.144, p.692-707, 1994.

WINEMILLER, K.O.; JEPSEN, D.B. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. **Journal of Fish Biology**, v.53, p.267-296, 1998.

WINEMILLER, K.O.; PIANKA, E.R.. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. **Ecological Monographs**, v.60, p.27–55, 1990.

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

WOODWARD, G.; HILDREW, A.G. Food web structure in riverine landscapes. **Freshwater Biology**, v.47, p.777-798, 2002.

WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and the fish fauna. **Verhandlungen Der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v.24, p.2531-2536, 1991.

YAMAMOTO, K.C. Alimentação de *Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) no lago Camaleão, Manaus, AM, Brasil. **Acta Amazônica**, v.34, n.4, p.653-659, 2004.

ZAVALA-CAMIN, L.A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Maringá: EDUEM, 1996. 129p.

2º CAPÍTULO

**ASPECTOS DA BIOLOGIA POPULACIONAL DAS ESPÉCIES
DE PEIXES MAIS ABUNDANTES AO REDOR DE UMA
PISCICULTURA NA REPRESA DE CHAVANTES, RIO
PARANAPANEMA SP/PR.**

RESUMO

Os sistemas de piscicultura em tanques-rede vêm ocupando lugar de destaque no aproveitamento das águas continentais, podendo ser uma nova fonte de impactos sobre a ictiofauna de represas brasileiras. Sobretudo, a expansão desta modalidade gera preocupações a comunidade científica e aos órgãos gestores dos ecossistemas aquáticos, quanto aos possíveis impactos sobre a biota. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar qual a influência do desenvolvimento de uma criação de peixes em tanques-rede em ambiente natural nas principais espécies de peixes (*Pimelodus maculatus*, *Apareiodon affinis* e *Galeocharax knerii*) residentes no seu entorno na represa de Chavantes, médio rio Paranapanema, SP/PR. Para isto, foram coletadas amostras das populações ao redor dos tanques-rede (TR) e em um ambiente sem a sua influência denominada Controle (CT), mensalmente, a partir de mar/2008 a fev/2009. Para a captura dos peixes foram utilizados redes de espera com esforço padronizado expostas por 18 horas. Todos os exemplares foram pesados e medidos (comprimento padrão). Foram realizadas distribuições de frequência de comprimento, proporção entre os sexos e análise de Co-Variância (ANCOVA) para testar as diferenças entre o sexo, o mês e os locais de estudo em relação ao peso, a relação peso-comprimento e o fator de condição. Também foram calculadas as frequências de gônadas maduras, Índice gonadossomático (RGS), a fecundidade máxima e relativa e a curva de crescimento em comprimento. Os resultados revelaram diferenças significativas na biologia populacional e reprodutiva das espécies estudadas, como elevada abundância numérica e biomassa e maturação precoce das gônadas no trecho TR em relação ao trecho CT; diferenças no comprimento padrão entre os trechos de estudo; maior fator de condição, período reprodutivo mais prolongado e maior potencial reprodutivo das espécies *A. affinis* e *P. maculatus* no trecho TR. Portanto, conclui-se que esses empreendimentos alteram a dinâmica populacional e reprodutiva destas espécies, induzindo a reestruturação da ictiofauna residente, possivelmente em função das sobras de ração que escapam para o ambiente, adicionando um novo recurso na cadeia alimentar e provocando mudanças no ecossistema.

Palavras-chave: Biologia populacional, ictiofauna agregada, tanques-rede, represa de Chavantes.

ABSTRACT

The cage fish farming systems occupy a prominent position in the exploitation of inland waters, and may be a new source of impacts on the ichthyofauna of the Brazilian reservoirs. The expansion of this modality concerns the scientific community and the management agencies of the aquatic ecosystems for potential impacts on biota. The aim of this study was to evaluate the effect of the cage fish farming in the natural environment in the main fish species (*Pimelodus maculatus*, *Apareiodon affinis* and *Galeocharax knerii*) encountered around these systems in Chavantes Reservoir, Middle Paranapanema River, SP/PR. Samples of the fish populations around the cage fish farming (TR) and in an environment without the influence called Control (CT) were made monthly from the mar/2008 Feb/2009. The main fishing gear was gill nets, used with standardized effort and exposed for 18 hours. All specimens were weighed and had the standard length measured. The following analyses were performed: distributions in frequency of length, sex ratio, covariance analysis (ANCOVA) to test the differences between sex, month and study sites in the weight of specimens, length-weight relationship and condition factor. Were also calculated frequencies of mature gonads, gonadosomatic index (GSI), maximum and relative fecundity and the curves of growth in length. The results revealed significant differences in population and reproductive biology of the species studied, such as high abundance and biomass and early maturation of the gonads in the TR stretch when compared to the CT stretch; differences in the standard length between sites; higher condition factor, extended reproductive period and greater reproductive potential of *A. affinis* and *P. maculatus* in the TR stretch. We conclude that the cage fish farming influence the population dynamics and reproductive of these species, leading to restructuring of the resident fish fauna, possibly due to the escape of ration to the environment, adding a new resource to the food web and leading to changes in the ecosystem.

Keywords: Population Biology, aggregated fish fauna, Cage Fish Farming, Chavantes Reservoir.

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos observa-se no Brasil um crescimento considerável na implantação de sistemas de piscicultura em tanques-rede em águas continentais, incentivado por políticas públicas e linhas de financiamento do governo federal (SEAP, 2006). Sistemas de piscicultura em tanques-rede vêm ocupando lugar de destaque no aproveitamento das águas públicas abertas.

Tais empreendimentos podem ser uma nova fonte em potencial de impactos sobre a ictiofauna de represas brasileiras (CARVALHO, 2005). A piscicultura no Brasil apresenta grande potencial de crescimento em decorrência da enorme disponibilidade hídrica, estimada em 5,3 milhões de hectares de lâmina d'água em reservatórios, das condições climáticas favoráveis e da maior disponibilidade e aprimoramento da cadeia produtiva ligada a esta atividade (AYROZA *et al.*, 2006).

Os impactos da atividade de pisciculturas em tanques-rede ainda carecem de muito estudo para sua melhor compreensão. Diversos autores como KARAKASSIS *et al.* (2000, 2002, 2005); DEMPSTER *et al.* (2002); BEVERIDGE (2004, 1996); MACHIAS *et al.* (2004, 2005, 2006); HÅKANSON (2005); PITTA *et al.* (2005); AGOSTINHO *et al.* (2007), YUCEL-GIER *et al.* (2007); ECHE (2008), RAMOS *et al.* (2008) discutem a problemática desta atividade em águas costeiras e continentais. Tais autores citam impactos desde a qualidade da água e do sedimento até implicações sobre a biota.

Com base nestas informações, o estudo da biologia populacional e a dinâmica da reprodução de organismos abundantes no entorno de pisciculturas em tanques-rede pode fornecer importantes informações sobre o efeito desta atividade sobre a biota e o ecossistema. Neste contexto, o conhecimento da dinâmica populacional e reprodutiva de uma espécie representa uma importante contribuição para o entendimento da relação entre as comunidades e o seu ambiente, fornecendo subsídios aos gestores das bacias

hidrográficas para ações de preservação e conservação. Especificamente, informações sobre os hábitos e funções da espécie no seu ambiente natural, são ferramentas importantes para o manejo e administração eficiente dos recursos pesqueiros (GURGEL, 2004; HOLZBACH *et al.*, 2005; AGOSTINHO *et al.*, 2007).

Trabalhos comparativos sobre a dinâmica populacional de espécies associadas a sistemas de tanques-rede em águas continentais são escassos, devido à recente expansão desta atividade no país. Tais estudos podem fornecer informações a respeito de como o ambiente e os organismos aquáticos respondem ao aporte de nutrientes provenientes deste tipo de atividade zootécnica.

Alguns índices populacionais, como o fator de condição, são bastante utilizados, visto que indicam o estado fisiológico desses animais (SANTOS *et al.*, 2006). Braga (2000) argumenta que o conhecimento da estrutura em comprimento de uma população de peixe é fundamental para aplicação em abordagens específicas como: recrutamento, diferenciação da composição de machos e de fêmeas e reconhecimento de grupos etários. Contudo, é uma ótima ferramenta para estudos em biologia pesqueira.

A caracterização da proporção entre sexos e estrutura de tamanho são dados básicos para avaliação do potencial reprodutivo e para estimativa do tamanho do estoque dessas populações (VICENTINI & ARAÚJO, 2004). A determinação da relação peso- comprimento é um importante parâmetro das populações de peixes e suas aplicações variam desde a estimativa de peso de um indivíduo, conhecido o seu comprimento, até as indicações do seu bem estar (LE CREN, 1951; BENEDITO-CECILIO & AGOSTINO, 1997; GOMIERO & BRAGA, 2006).

Considera-se que o presente estudo deverá proporcionar informações sobre os possíveis impactos causados pelos sistemas de piscicultura em tanques-rede, com base nas análises de biologia populacional das espécies *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879), *Galeocharax knerii* (Steindachner, 1875) e *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803, auxiliando para um melhor entendimento da dinâmica das espécies estudada e melhor ordenamento desta atividade. Além disso, oferece um ponto de partida como uma ferramenta para a elaboração de estratégias de gestão e planos para a conservação das espécies residentes e melhor ordenamento desta atividade zootécnica nas grandes represas brasileiras.

2. OBJETIVOS

2.1. Gerais

Com o objetivo de investigar se as espécies *A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii* sofrem influência da piscicultura em sua biologia populacional, esta parte do trabalho teve como objetivo geral testar as seguintes hipóteses:

1ª Ocorrerão mudanças na estrutura populacional destas espécies em função das atividades da piscicultura.

2ª Estas espécies de peixes atraídas ao sistema de piscicultura, irão apresentar táticas reprodutivas diferentes em relação ao trecho controle.

2.2. Específicos

Determinar os aspectos da biologia populacional e reprodutiva, tais como: relação peso-comprimento, fator de condição, período reprodutivo com base no índice gonadossomático e na frequência dos estádios de maturação, proporção entre os sexos, potencial reprodutivo e inferência indireta do tamanho mínimo de primeira maturação das

espécies/populações de peixes mais abundantes numericamente no entorno dos tanques-rede em relação a uma área referencial (trecho controle).

Adicionalmente, avaliar os aspectos da dinâmica do crescimento de *A. affinis*, entre os trechos TR e CT, utilizando-se das taxas de crescimento em comprimento padrão em função do tempo, aplicando o clássico modelo matemático de Von Bertalanffy (SPARRE & VENEMA, 1998) e ainda, realizar análise exploratória da histologia ovariana para as fêmeas da espécie *P. maculatus*.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

A represa de Chavantes localiza-se na região do médio rio Paranapanema, entre os Estados de São Paulo e Paraná (SAMPAIO, 1944). A usina hidroelétrica de Chavantes entrou em operação em 1971, com uma potência instalada de 414 Mw. A barragem localiza-se a 480 m de altitude, e sua bacia hidrográfica é composta por grandes rios, como Paranapanema, Itararé e Verde. É uma represa do tipo bacia de acumulação, com profundidade máxima de 90 metros nos trechos próximos à barragem, cota máxima útil operacional de 474 m, volume total de $9.410 \times 10^6 \text{ m}^3$, bacia hidrográfica com área de 27.500 Km^2 e espelho d'água de 400 Km^2 em sua cota máxima operacional (DUKE ENERGY, 2002).

Este projeto foi conduzido em um empreendimento particular de criação de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede num trecho lântico no médio rio Paranapanema na represa de Chavantes localizado entre os municípios de Ipaussu e Chavantes. Para execução deste trabalho, foram selecionadas duas áreas amostrais, uma na região onde estava inserida a piscicultura em tanques-redes, que será abordada neste estudo como

trecho TR. Este empreendimento, localizado nas coordenadas geográficas 23°7'36.46"S e 49°37'36.05" W, iniciou suas atividades no início de 2008 e é classificado como de médio porte, visto que conta com cerca de 200 tanques sendo a maioria com volume útil de 6 m³ e alguns de 18m³.

A outra área referencial (CT = controle), localizada nas coordenadas geográficas 23°7'56.89"S e 49°36'13.24"W, 3 km de distância à montante da piscicultura, foi escolhida com características fisiográficas similares ao trecho TR. Essas duas áreas de estudo apresentam margem formada por rochas, fragmentos de vegetação estacional semi-decídua e algumas áreas com macrófitas aquáticas.

Cabe ressaltar, que no contexto dos múltiplos usos, esse ecossistema artificial vem apresentando situações conflitantes, como a presença de áreas de lazer, turismo náutico e implantações de empreendimentos particulares de sistema de piscicultura em tanques-rede.

3.2. Metodologia

As amostragens em campo tiveram início em outubro de 2007 realizando-se duas campanhas amostrais antes da implantação dos primeiros tanques-rede. Após a instalação do empreendimento, as campanhas amostrais começaram no mês de março de 2008 e se estenderam, mensalmente, até o mês de fevereiro de 2009. A captura dos exemplares nos trechos sem tanques-rede (ST) (local pré-instalação do empreendimento), tanques-rede (TR) (junto as bóias de delimitação de área) e controle (CT) (a aproximadamente 3 km de distância do sistema de criação) foram realizadas instalando-se conjuntos de redes de espera com esforço amostral padronizado entre os trechos, com malhagens variando entre 3 e 14 cm entre nós não adjacentes, expostas por 18 horas.

Ressalta-se que as análises das espécies capturadas no trecho ST, isto é, na fase antes da instalação dos tanques-rede, foram consideradas apenas como caráter qualitativo em

função do período amostral não ser compatível com as amostras após a implantação dos tanques-rede.

Os exemplares capturados das diferentes espécies de peixes foram triados e identificados em campo, com base em chaves de identificação e guias de referência (BRITSKI, 1972; BRITSKI *et al.*, 1988; BRITSKI *et al.*, 1999; REIS *et al.*, 2003; NELSON, 2006). Foram selecionadas três espécies de peixes (*Apareiodon affinis*, *Pimelodus maculatus* e *Galeocharax knerii*), para as análises da biologia populacional com base na abundância numérica dos indivíduos coletados no entorno do sistema de criação de peixes em tanques-rede.

Exemplares testemunhos foram depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes, do Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu, sob a responsabilidade do curador Prof. Dr. Cláudio de Oliveira.

Foram obtidas junto ao Setor de Hidrobiologia da Duke Energy – Geração Paranapanema, informações hidrológicas e ambientais em especial, ao regime de chuvas e seca (precipitação mensal acumulada) na área desta represa.

3.3. Procedimentos em campo

Foram determinados os seguintes dados biométricos das três espécies de peixes selecionadas, utilizando-se de ictiômetro e balança com precisão em centigramas: 1) Comprimento padrão em centímetros (L_s): medida obtida da ponta do focinho até a extremidade da última vértebra; 2) Peso total em gramas (W_t); 3) Peso das gônadas em gramas (W_g); e 4) Peso líquido da carcaça em gramas (W_c), isto é, descontando o peso total (W_t) do peso das vísceras (W_v).

3.4. Aspectos da biologia populacional

Para avaliar a biologia populacional dessas espécies selecionadas, foram realizadas as seguintes análises:

Frequência relativa de captura dos peixes: foi obtida a partir da frequência absoluta total dos exemplares capturados mensalmente, em número e biomassa, para os trechos TR e CT.

Distribuição de frequência em comprimento padrão e comparação dos valores médios do comprimento padrão: utilizou-se de histogramas de distribuição de frequência do comprimento padrão, que foram determinados e ajustados usando o programa STATISTICA 7, sendo comparada a estrutura populacional entre os sexos aplicando-se da análise de variância (ZAR, 1984).

Proporção entre os sexos: para cada indivíduo dessas espécies foi determinado o sexo (macho, fêmea ou indeterminado), com a vista desarmada. Tais dados foram agrupados por sexo (exceto para os exemplares indeterminados) e mês de coleta, sendo aplicado o teste χ^2 visando avaliar as diferenças estatísticas das proporções entre fêmeas e machos. Para tanto, foi usada a expressão: $\chi^2 = 2 * (O-E)^2/E$, na qual χ^2 = valor do qui-quadrado; O = frequência porcentual de fêmeas ou machos e E = proporção entre sexos esperada (VAZZOLER, 1996; ZAR, 1984).

Análise de Co-Variância (ANCOVA): esta análise estatística foi calculada com o intuito de verificar os possíveis efeitos do sexo, do mês e do local de estudo na relação entre os valores transformados (ln) do comprimento padrão (L_s), como variável independente, com os valores transformados (ln) do peso total (W_t) e/ou peso da carcaça (W_c), como variáveis dependentes, com um nível de significância de 5% (ZAR, 1984).

Relação peso-comprimento: fundamentado, principalmente, em SANTOS (1978), SPARRE & VENEMA (1998) e KING, 2007, foi calculado a relação peso-comprimento

para os indivíduos do trecho TR e CT conforme a seguinte equação: $W_t = \phi * L_s^\theta$ na qual: W_t = peso total do indivíduo (g); e/ou peso da carcaça (W_c), ϕ = parâmetro que mede o grau de engorda do peixe; L_s = comprimento padrão (cm) e θ = parâmetro que define o tipo de crescimento da espécie utilizando-se do programa STATISTICA 7.

Este modelo matemático ajusta os dados empíricos obtendo-se uma expressão do tipo potência, onde a constante ϕ indica o bem estar do peixe (relacionado com o estado fisiológico do indivíduo) enquanto que a constante θ , que é particular para cada espécie (relacionado com suas características genéticas), tende a assumir valores entre 2,0 e 4,0 (LE CREN, 1951; SANTOS, 1978; BENEDITO-CECÍLIO & AGOSTINHO, 1997; ORSI, *et al.*, 2002). Os valores iguais a 3,0 indicam crescimento do tipo isométrico, valores menores que 3,0 crescimento do tipo alométrico negativo e maiores que 3,0 crescimento do tipo alométrico positivo. Para testar a isometria, utilizou-se o teste estatístico “t” de Student.

Para obtenção do valor de θ foi calculada uma curva de relação peso-comprimento para cada espécie com os dados dos dois trechos (TR e CT) agrupados para o cálculo do fator de condição.

Fator de Condição Individual (K) e Corrigido (K'): a partir da expressão matemática da relação peso-comprimento foi utilizado o valor de θ (tipo de crescimento da espécie) calculado para os dois trechos agrupados, para o cálculo do fator de condição individual (K) conforme VAZZOLER (1996), aplicando a expressão matemática $K = W_t/L_s^\theta$, sendo K = fator de condição individual.

Ainda, calculou-se os valores do fator de condição corrigido $K' 1$ (peso total subtraído o peso das gônadas) e $K' 2$ (peso total subtraído o peso das vísceras). De posse do conjunto de valores obtidos, o fator de condição individual K, $K' 1$ e $K' 2$ foram

submetidos ao teste ANOVA ($p = < 0,0001$) para verificar as possíveis diferenças estatísticas entre os sexos e locais (trechos TR e CT).

Período reprodutivo: com o intuito de inferir o período reprodutivo (VAZZOLER, 1996) das três espécies selecionadas utilizou-se de duas abordagens:

1ª- *Índice gonadossomático (IGS):* Calculado conforme a seguinte equação: $W_g/W_t * 100$, na qual W_g = peso das gônadas e W_t = peso total. Para tanto, foram plotados dados de IGS (por sexo) e também da precipitação mensal acumulada (mm de chuvas), variáveis dependentes (Y) em função dos meses de coletas e trechos de estudo (TR e CT), variável independente (X).

2ª *Frequência mensal dos estádios de maturidade:* Foi determinado para cada indivíduo o estágio de maturação gonadal, na qual: 1 = imaturo, 2 = em maturação, 3 = maduro 4 = atrésico e 5 = esgotado (VAZZOLER, 1996), sendo os dados agrupados em frequência relativa por estágio, considerando-se todo o período de estudo, frequência mensal de indivíduos com gônadas em cada estágio de maturidade e frequência dos distintos estádios de maturidade em cada mês por espécie.

Potencial reprodutivo: Foi caracterizado o potencial reprodutivo das espécies *A. affinis* e *P. maculatus*, exceto para *G. knerii* devido à insuficiência amostral. Foi estimada a contagem do número total dos ovócitos contidos nos ovários das fêmeas maduras. Estas fêmeas tiveram seus ovários retirados por dissecação da cavidade abdominal e mantidos em frascos com formol 4%. A contagem dos ovócitos foi realizada em estereomicroscópio, pesando os ovários previamente fixados (amostra) e retirando-se uma sub-amostra que também foi pesada em balança analítica. Posteriormente, seus ovócitos foram dissociados com auxílio de pinças e estiletes e contados (VAZZOLER, 1996).

Dessa forma, conhecidos o peso da amostra (PA em g), o número de ovócitos da sub-amostra (NOA) e o peso total dos ovários (PO em g), foi estimado o potencial

reprodutivo (número total de ovócitos) sendo: $PT = PO \times NOA / PA$, sendo PT = potencial reprodutivo.

Fecundidade relativa: A fecundidade relativa foi calculada para as espécies *A. affinis* e *P. maculatus*, exceto para *G. knerii* devido à insuficiência amostral. Foi expressa em número total de ovócitos/peso total do peixe (em g) e número total de ovócitos/comprimento padrão (em cm) por espécie (VAZZOLER, 1996).

Morfometria dos ovócitos: A análise morfométrica dos ovócitos foi realizada com as espécies *A. affinis* e *P. maculatus*, exceto para *G. knerii* devido à insuficiência amostral. Foram selecionadas de forma aleatória, 10 unidades de ovócitos de cinco indivíduos de cada mês de coleta. Para tanto, usou-se um sistema de análise de imagem, obtendo-se medidas morfométricas da área, diâmetro horizontal e diâmetro vertical médio dos ovócitos dessas duas espécies, com auxílio do programa QWin Lite 3.1 e LAZ V3 (Leica Application Suite). Foi realizado um registro fotográfico dos ovócitos analisados.

Análise exploratória da histologia ovariana: esta análise foi realizada apenas para as fêmeas de *P. maculatus*, como análise complementar deste tipo de estudo. Os indivíduos tiveram a cavidade abdominal exposta através de secção ventral e as gônadas foram retiradas. Os ovários foram fixados em solução de formaldeído 4% por no mínimo 24 h. As gônadas que apresentaram maiores picos de IGS (dezembro de 2008, janeiro de 2009 e fevereiro de 2009) foram selecionadas e desidratadas em solução crescente de etanol (70 % - 95 %) e posteriormente embebidas em historesina (glicol-metacrilato) em estufa a 60° por 24h. O material embebido foi seccionado com 5µm de espessura em micrótomo rotativo equipado com navalha de vidro. Os cortes foram corados com Hematoxilina e Eosina para análise microscópica. A classificação dos ovócitos e do desenvolvimento ovariano foi realizada conforme BROWN-PETERSON *et al.*, (2010).

Inferência do tamanho mínimo de primeira maturação: SANTOS (1978), VAZZOLER (1996), SUZUKI *et al.*, 2004 e DAVID *et al.*, (2005) mostram que a estimativa do tamanho mínimo de primeira maturação (L_{50}) e tamanho máximo (L_{100}) podem ser estimadas gráfica e analiticamente, considerando as frequências relativas de captura de jovens e adultos em função das classes de tamanho. O modelo de ajuste matemático é uma curva do tipo logística, na qual o valor de (L_{50}) e (L_{100}) são estimados pela seguinte expressão matemática: $F_r = (1 - e^{-a \cdot L_s \cdot \exp b})$ sendo: F_r = frequência relativa de adultos e L_s = comprimento padrão.

Outros autores argumentam que a estimativa do tamanho da primeira maturação por esse ajuste matemático apresenta dificuldades na diferenciação entre os peixes imaturos e os adultos (SATO & GODINHO, 1998; SUZUKI *et al.*, 2004, ORSI *et al.*, 2002, ORSI 2010). Assim, com fundamento nesses autores, optou-se por utilizar o comprimento padrão do menor indivíduo em reprodução para *A. affinis* e *P. maculatus*, na tentativa de inferência indireta do tamanho mínimo de primeira maturação.

Contudo, estes tipos de metodologias pressupõem uma boa suficiência amostral na qual as diferentes classes etárias sejam amostradas, isto é, utilizando-se de diferentes aparatos de capturas. No entanto, em decorrência do uso exclusivo de conjuntos de redes de espera neste trabalho não se obteve a suficiência amostral necessária, assim, optou-se por apresentar e comentar essas abordagens metodológicas (anexo I).

3.5. Aspectos da dinâmica do crescimento

Curva de crescimento em comprimento padrão: Esta análise complementar pode ser realizada somente para *A. affinis*, por apresentar suficiência amostral para aplicação da modelagem matemática de Von Bertalanffy combinada com o método Ford Walford (WALFORD, 1946), conforme BEVERTON & HOLT (1957) e SPARRE & VENEMA

(1998). KING (2007) argumenta que são três os métodos mais usados para o estudo de crescimento e estimativa dos parâmetros do modelo de Von Bertalanffy, cujos princípios estão fundamentados em conceitos fisiológicos. São eles: distribuição de frequências modais de comprimento, experimento de marcação/recaptura e análise do crescimento com base na formação periódica de estruturas ósseas (contagem de anéis de crescimento), por exemplo: escamas, otólitos e vértebras.

Desta forma, optou-se em realizar uma análise exploratória desta abordagem de estudo usando programa FiSAT II, (GAYANILO & PAULY, 1998). O programa foi alimentado com a base de dados de comprimento padrão para as amostras do trecho TR e CT, gerando histograma da distribuição mensal da frequência do comprimento padrão e a modelagem de Von Bertalanffy para a curva de crescimento em comprimento. Assim, a curva de crescimento em comprimento padrão foi obtida, conforme a expressão matemática: $L_s = L_\infty [1 - e^{-k(t-t_0)}]$, na qual L_s = comprimento padrão estimado (cm); L_∞ = comprimento teórico assintótico (comprimento máximo que um peixe atingiria em condições ideais); k = taxa de crescimento; t = idade; t_0 = idade inicial estimada (utilizou-se $t_0 = 0$).

Comparação das Taxas de Crescimento entre TR e CT (L_s em cm/ano): Calculado conforme a expressão matemática de Von Bertalanffy, aplicando o modelo matemático de GULLAND & HOLT (1959, in SPARRE & VENEMA, 1998) sendo os dados gráficos/analiticamente ajustados por regressão linear, na qual: a variável Y (taxa de crescimento) em função de X (comprimento padrão médio); e a taxa de crescimento = $(L_{s+\Delta t} - L_s)/t_{(ano)}$ e comprimento padrão médio = $(L_{s+\Delta t} + L_s)/2$ para os trechos TR e CT.

Com o objetivo de avaliar as interferências do sistema de tanques-rede na taxa de crescimento desta espécie, os parâmetros (coeficientes lineares e angulares) destas expressões matemáticas, foram submetidos ao teste estatístico “t” de Student para testar as

hipóteses em que $A_{TR} = \text{ou } \neq A_{CT}$ e $B_{TR} = \text{ou } \neq B_{CT}$, com um nível de significância de 5% (ZAR, 1984).

4. RESULTADOS

4.1. Representatividade amostral

Três espécies foram mais representativas, *A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii*, correspondendo juntas 85,8% do total do número de indivíduos ($n = 3.997$) das espécies capturadas ($N = 21$) ao redor do sistema de criação de peixes em tanques-rede (Tab. I).

Tabela I. Posição taxonômica (BUCKUP *et al.*, 2007 e REIS *et al.*, 2003), abundância numérica e relativa, das espécies coletadas, antes na instalação dos tanques-rede (ST), no entorno do sistema de criação de peixes (TR) e trecho controle (CT) na represa de Chavantes, durante o período de estudo. * principais espécies numericamente no TR.

Ordem Characiformes	ST	(%)	TR	(%)	CT	(%)
Família Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	1	0,2	2	0,1	57	2,5
Família Erythrinidae						
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	5	1,0	0	0,0	25	1,1
Família Characidae						
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	25	5,0	187	4,7	257	11,4
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	-	-	11	0,3	4	0,2
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1875)*	12	2,4	346	8,7	105	4,7
<i>Piaractus mesopotamicus</i> Holmberg, 1887	-	-	3	0,1	3	0,1
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	1	0,2	19	0,5	26	1,2
Família Anostomidae						
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987	22	4,4	54	1,4	108	4,8
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	-	-	1	-	1	0,004
<i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski, 1990	1	0,2	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	6	1,2	23	0,6	74	3,3
Família Parodontidae						
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879) *	315	62,5	2.204	55,1	867	38,5
Família Prochilodontidae						
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	-	-	-	-	14	0,6
Família Curimatidae						
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	2	0,4	1	0,0	19	0,8
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	24	4,8	16	0,4	301	13,4
Ordem Siluriformes						

Família Callichthyidae						
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	-	-	-	-	18	0,8
Família Pimelodidae						
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	32	6,3	104	2,6	67	3,0
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803*	23	4,6	880	22,0	112	5,0
Família Heptapteridae						
<i>Pimelodella</i> sp.	-	-	1	0,04	0	0,0
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	-	-	11	0,3	11	0,5
Família Doradidae						
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855)	-	-	1	0,004	-	-
Ordem Perciformes						
Família Cichlidae						
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	-	-	-	-0	2	0,1
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006	-	-	7	0,2	1	0,0
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	6	1,2	2	0,1	10	0,4
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	13	0,3	1	0,004
<i>Tilapia rendalii</i> Boulenger, 1897	1	0,2	-	-	-	-
Família Sciaenidae						
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	28	5,6	111	2,8	167	7,4
Total	504	100	3,997	100	2,250	100

A comparação da variação mensal do número de indivíduos capturados e a biomassa entre os trechos tanques-rede e Controle revelou que as três populações das espécies *A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii*, são maiores ao redor do sistema de criação de peixes em tanques-rede (Figs. 4,5 e 6).

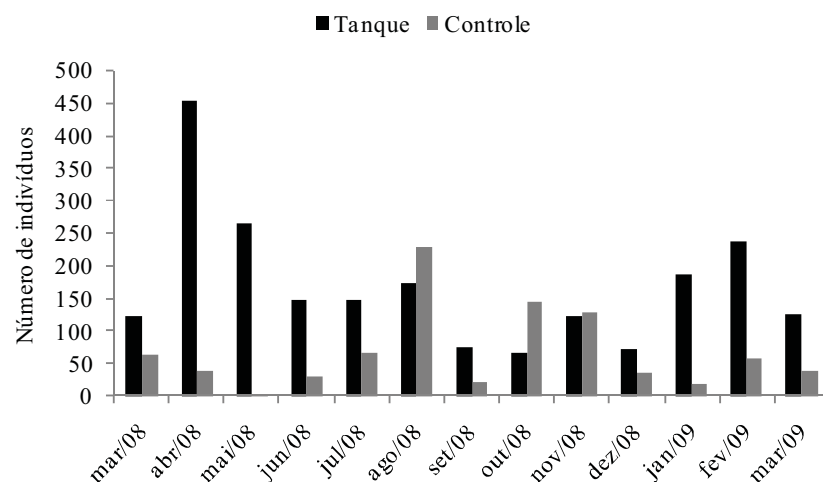


Figura 4. Número de indivíduos de *A. affinis* capturados mensalmente nos trechos (TR) e (CT) na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema SP/PR).

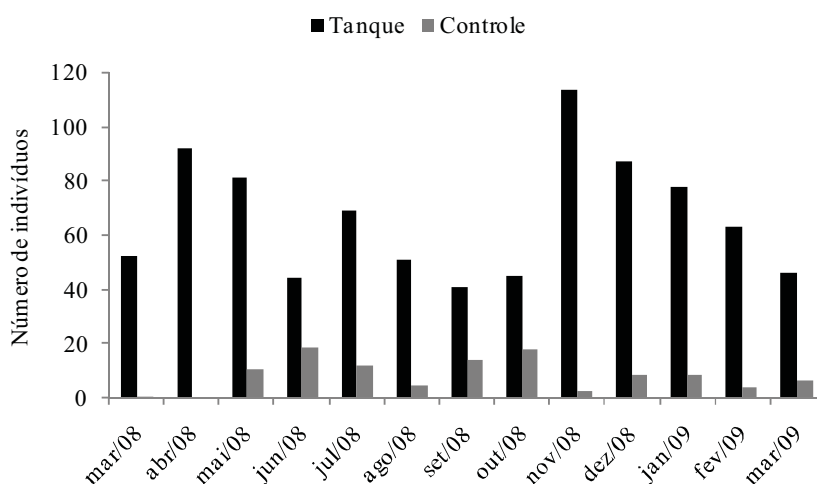


Figura 5. Número de indivíduos de *P. maculatus* capturados mensalmente nos trechos (TR) e (CT) na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema SP/PR).

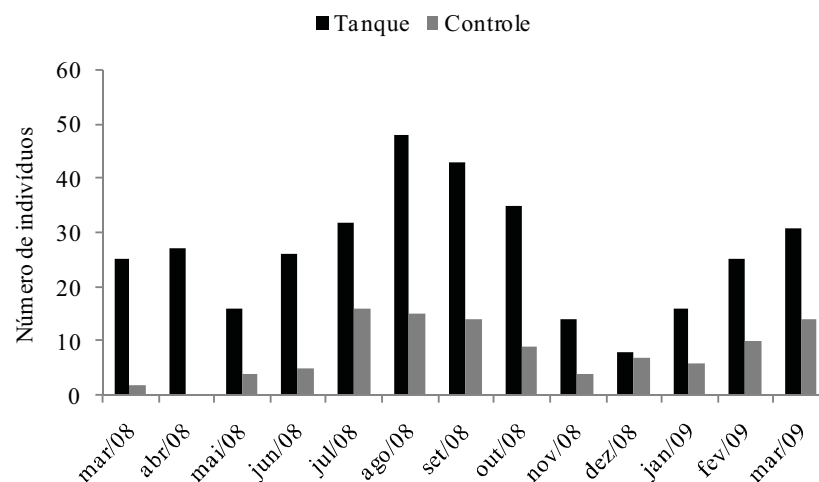


Figura 6. Número de indivíduos de *G. knerii* capturados mensalmente nos trechos (TR) e (CT) na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema SP/PR).

Com relação à comparação da biomassa entre os locais amostrados, TR e CT, a situação foi semelhante ao encontrado para os resultados com número de indivíduos (Figs. 7, 8 e 9).

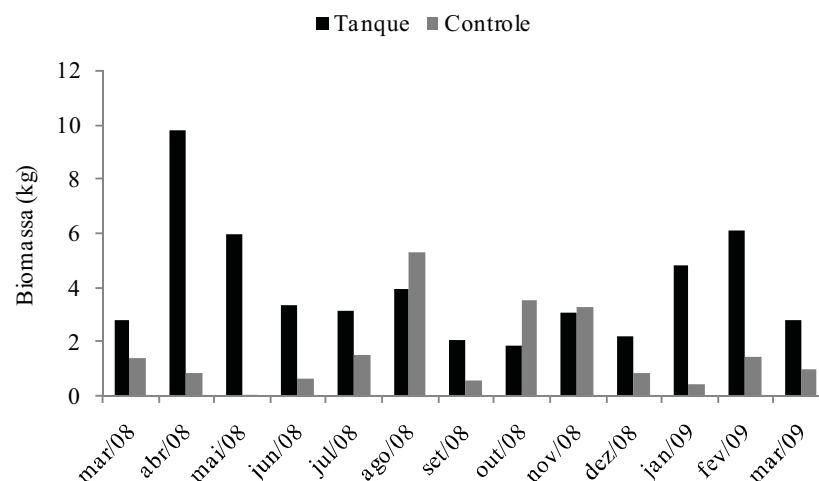


Figura 7. Biomassa dos indivíduos de *A. affinis* capturados mensalmente nos trechos (TR) e (CT) na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema SP/PR).

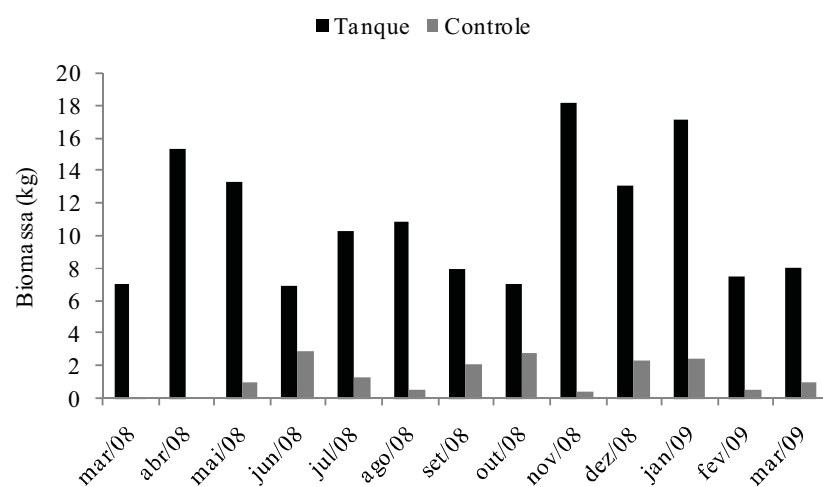


Figura 8. Biomassa dos indivíduos de *P. maculatus* capturados mensalmente nos trechos (TR) e (CT) na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema SP/PR).

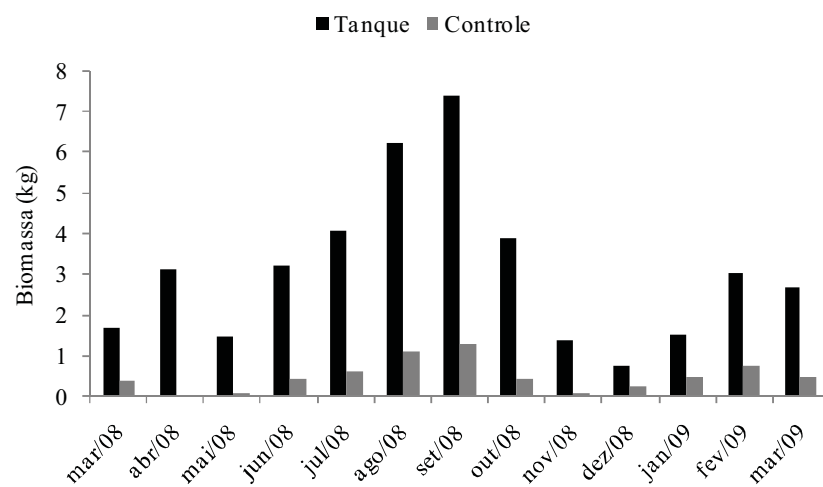


Figura 9. Biomassa dos indivíduos de *G. knerii* capturados mensalmente nos trechos (TR) e (CT) na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema SP/PR).

4.2. Aspectos da biologia populacional

4.2.1. Estrutura populacional

Em termos de estrutura populacional, as análises de comprimento padrão (L_s) evidenciaram diferenças bastante significativas entre os dois locais de estudos (TR e CT).

Para a espécie *A. affinis*, considerando os sexos agrupados, registrou-se um maior número de indivíduos na classe 10 até 10,5 cm no TR e de 10,5 até 11 cm no CT. Considerando apenas as fêmeas, para ambos os trechos, observou-se maior número de indivíduos na classe de 10 até 10,5 cm. Já para os machos, o maior número de indivíduos estava concentrado na classe de 9,5 até 10 cm no trecho TR, enquanto que para o trecho CT, a maior abundância de indivíduos deste sexo foi mais representativa na classe de 10 até 11 cm (Fig. 10 a-b-c).

Para as populações de *P. maculatus* considerando os sexos agrupados, o maior número de indivíduos registrado foi na classe 16 até 17 cm no TR e 19 até 20 cm no CT. Já para as fêmeas, observou-se um maior número de indivíduos na classe de 20 até 21 cm para trecho TR e 18 até 19 cm no CT. Para os machos, a maior abundância estava concentrada na classe de 17 até 18 cm no trecho TR, enquanto que para o trecho CT, para este sexo, a classe mais representativa foi de 15 até 16 cm (Fig. 11 a-b-c).

A análise da estrutura das populações de *G. knerii* revelou maiores valores de comprimento para os indivíduos no trecho TR, sendo as classes calculadas com os sexos agrupados de 22 até 23 cm; fêmeas de 22 até 23 cm e machos de 17 até 18 cm. No trecho CT, observou-se para os sexos agrupados, classes de 11 até 12 cm; fêmeas de 10 até 11 cm e machos de 13 até 14 cm (Fig. 12 a-b-c).

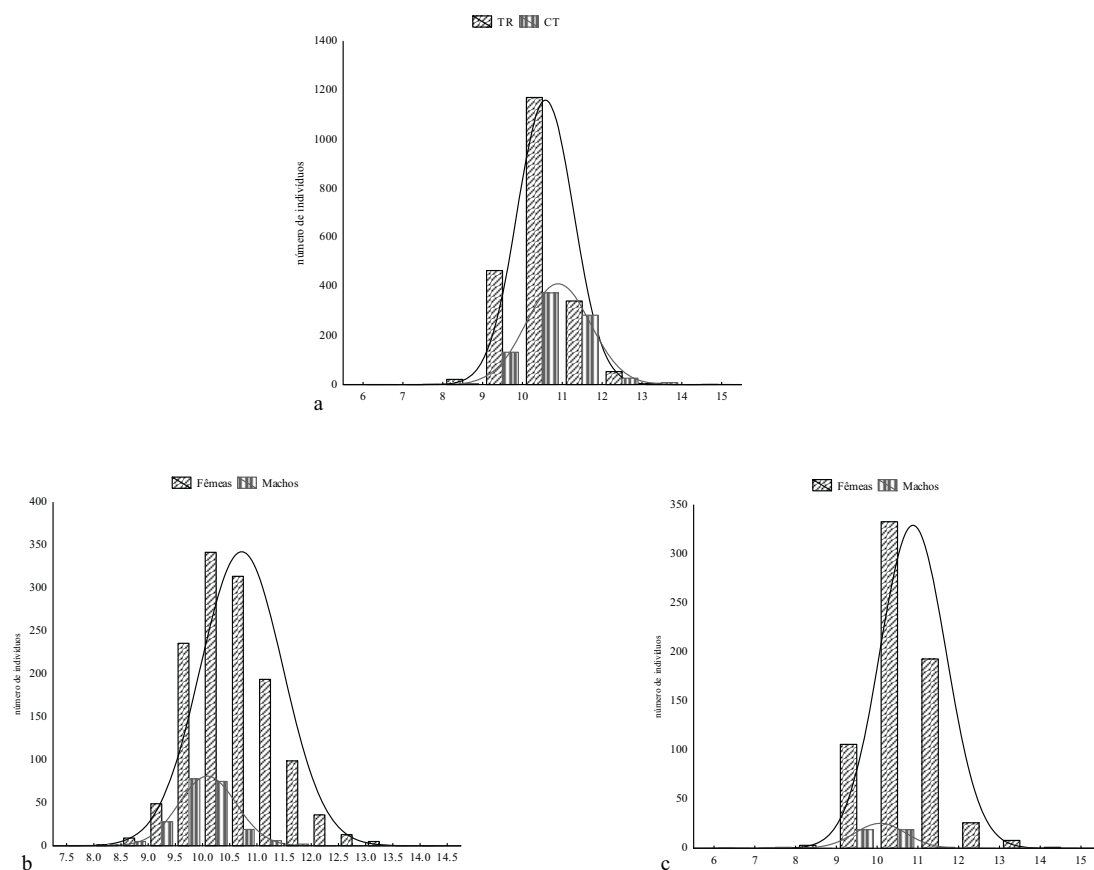


Figura 10. Histograma por classe de comprimento (Ls) de *A. affinis* coletados na represa de Chavantes rio Paranapanema SP/PR, na qual: a) TR e CT considerando os sexos agrupados; b) Fêmeas e machos do TR; e c) Fêmeas e machos do CT.

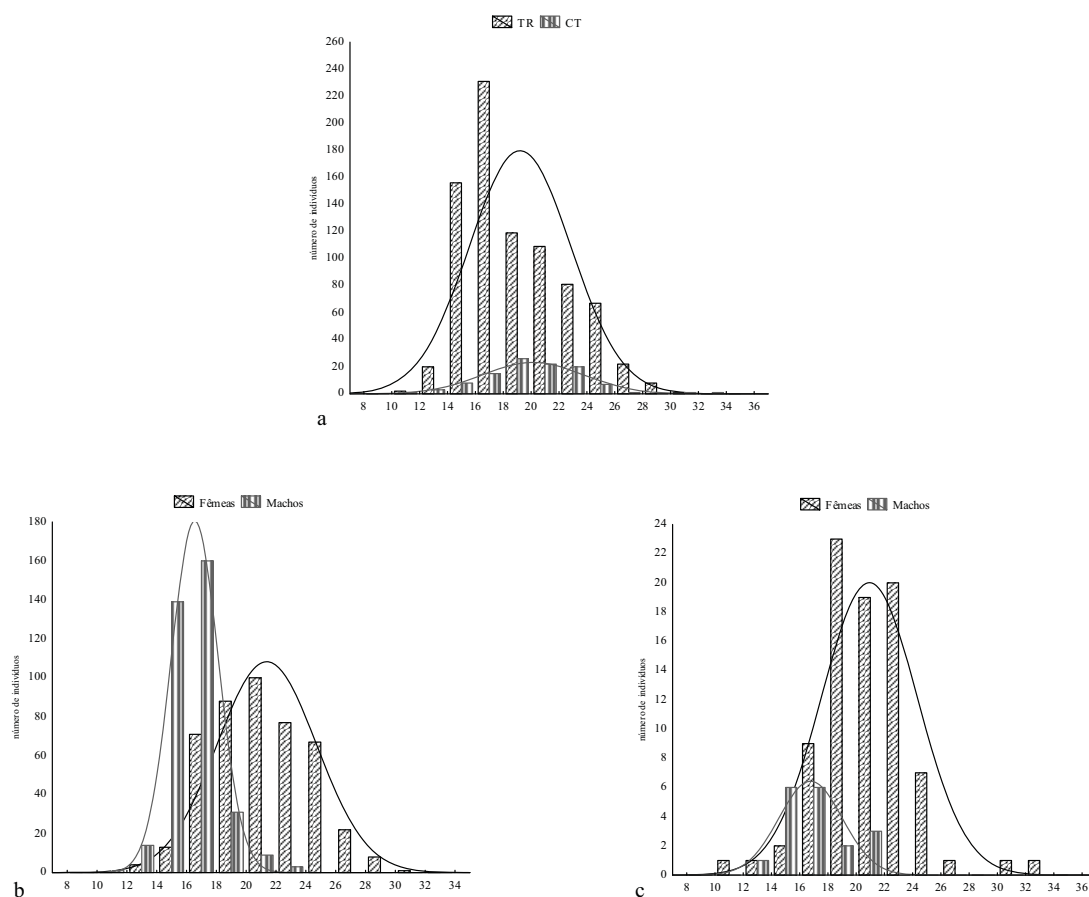


Figura 11. Histograma por classe de comprimento (Ls) de *P. maculatus* coletados na represa de Chavantes rio Paranapanema SP/PR, a qual: a) TR e CT considerando os sexos agrupados; b) Fêmeas e machos do TR; e c) Fêmeas e machos do CT.

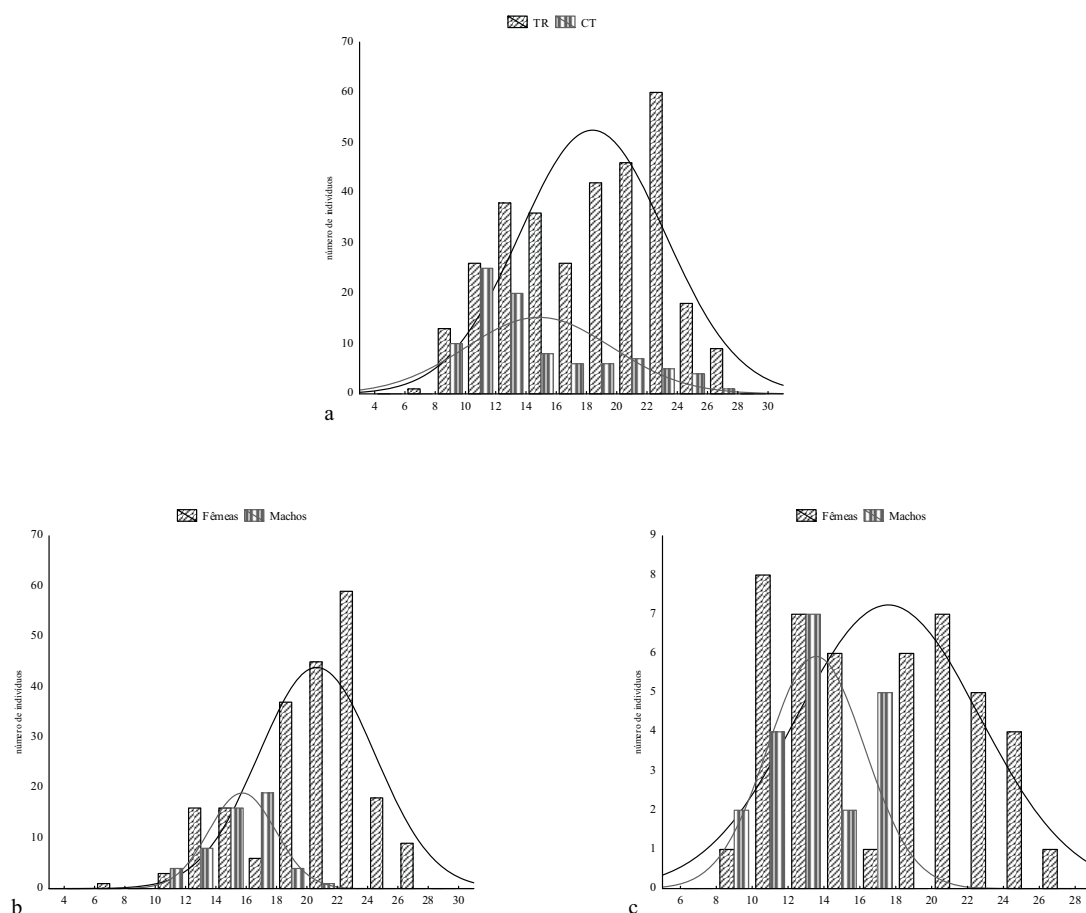


Figura 12. Histograma por classe de comprimento (Ls) de *G. knerii* coletados na represa de Chavantes rio Paranapanema SP/PR, na qual: a) TR e CT considerando os sexos agrupados; b) Fêmeas e machos do TR; e c) Fêmeas e machos do CT.

Foi realizada análise de variância nos valores de comprimento padrão médios ajustados, que evidenciou diferenças significativas ($p < 0,0001$) para as três populações de peixes estudadas. A espécie *A. affinis*, considerando o sexo agrupado, apresentou menor tamanho na área dos tanques-rede do que na área sem influência dos mesmos, controle ($X_{TR} = 10,5$ cm e $X_{CT} = 10,9$ cm). Entretanto, quando se separam os sexos, as fêmeas das duas áreas de estudo foram maiores que os machos (ANOVA $p < 0,0001$; fêmeas: $X_{TR} = 10,7$ cm e $X_{CT} = 10,9$ cm; machos: $X_{TR} = 10,1$ cm e $X_{CT} = 10,2$ cm). Ainda, as fêmeas do TR foram menores (ANOVA, $p < 0,0001$) do que no CT, enquanto que os machos não

apresentaram diferenças significativas no tamanho entre os dois locais de estudo (ANOVA $p = 0,313779$) (Tab. II)

Para as populações de *P. maculatus*, considerando os sexos agrupados, também se observou indivíduos menores na área dos tanques-rede do que no controle ($X_{TR} = 19,2$ cm e $X_{CT} = 20,1$ cm). Quando se separam os sexos, as fêmeas das duas áreas de estudo foram maiores que os machos (ANOVA $p < 0,0001$; X_{TR} : fêmeas = 21,3 cm e machos = 16,5 cm; X_{CT} : fêmeas = 20,9 cm e machos 16,7 cm). Entretanto, quando comparado fêmeas e machos entre os dois trechos não foram identificadas diferenças significativas (Tab. III).

Já as populações de *G. knerii* apresentaram diferenças estatísticas em todas as comparações revelando indivíduos maiores na área do TR, isto é, sexos agrupados = 18,3 cm; fêmeas = 20,6 cm; e machos = 15,7 cm, respectivamente, em relação ao CT, isto é, sexos agrupados = 14,8 cm; fêmeas = 17,5 cm; e machos = 13,5 cm, respectivamente (Tab. IV).

Tabela II. Comparação dos valores médios do comprimento padrão das populações de *A. affinis* nos trechos tanque-rede e controle na represa de Chavantes rio Paranapanema – SP/PR. * teste ANOVA (valores estatisticamente diferentes $p < 0,0001$), n= número de indivíduos, X=média e DP= desvio padrão.

Nível do fator	n	X	DP	P
Total	3,047	10,6	0,7	
TR-total	2,182	10,5	0,7	
CT-total	865	10,9	0,8	* $<0,0001$
Total	1,633	10,6	0,8	
TR-fêmea	1,381	10,7	0,7	
TR-macho	252	10,1	0,5	* $<0,0001$
Total	740	10,8	0,8	
CT-fêmea	698	10,9	0,8	
CT-macho	42	10,2	0,8	* $<0,0001$
Total	2,079	10,8	0,8	
TR-fêmea	1,381	10,7	0,7	
CT-fêmea	698	10,9	0,8	* $<0,0001$
Total	294	10,1	0,6	
TR-macho	252	10,1	0,5	
CT-macho	42	10,2	0,8	0,31

Tabela III. Comparação dos valores médios do comprimento padrão das populações de *P. maculatus* nos trechos tanque-rede e controle na represa de Chavantes rio Paranapanema – SP/PR. * teste ANOVA (valores estatisticamente diferentes $p < 0,0001$), n= número de indivíduos, X=média e DP= desvio padrão.

Nível do fator	n	X	DP	P
Total	911	19,3	3,6	
TR-total	808	19,2	3,6	
CT-total	103	20,1	3,6	*0,011257
Total	808	19,2	3,6	
TR-fêmea	451	21,3	3,3	
TR-macho	357	16,5	1,6	*0,00001
Total	103	20,1	3,6	
CT-fêmea	85	20,9	3,4	
CT-macho	18	16,7	2,2	*0,000003
Total	536	21,2	3,3	
TR-fêmea	451	21,3	3,3	
CT-fêmea	85	20,9	3,4	0,260255
Total	375	16,5	1,6	
TR-macho	357	16,5	1,6	
CT-macho	18	16,7	2,2	0,569897

Tabela IV. Comparação dos valores médios do comprimento padrão das populações de *G. knerii* nos trechos tanque-rede e controle na represa de Chavantes rio Paranapanema – SP/PR. * teste ANOVA (valores estatisticamente diferentes $p < 0,0001$), n= número de indivíduos, X=média e DP= desvio padrão.

Nível do fator	n	X	DP	P
Total	407	17,5	5,0	
TR-total	315	18,3	4,8	
CT-total	92	14,8	4,8	*0,000001
Total	262	19,6	4,1	
TR-fêmea	210	20,6	3,8	
TR-macho	52	15,7	2,2	*0,000001
Total	66	16,3	4,8	
CT-fêmea	46	17,5	5,1	
CT-macho	20	13,5	2,7	*0,001499
Total	256	20,0	4,2	
TR-fêmea	210	20,6	3,8	
CT-fêmea	46	17,5	5,1	*0,000007
Total	72	15,1	2,5	
TR-macho	52	15,7	2,2	
CT-macho	20	13,5	2,7	*0,000804

Com relação à proporção entre os sexos nos dois locais de estudo, e por amostragem (mês), as fêmeas foram predominantes nas três espécies em questão. Para *A. affinis* no trecho TR o número de fêmeas foi dominante, ou seja, 1.236 contra 214 machos, isto é, 6:1, com maior predominância em out/08, ou seja, 21:1. A mesma situação foi observada no CT, com 672 fêmeas e 40 machos, ou seja, 17:1, com as maiores proporções em dez/08, 32:1 (Tab. V). A situação foi similar em *P. maculatus*, com 451 fêmeas e 357 machos, isto é, 1,3:1, com predominância de fêmeas nos meses mai/08 e ago/08, sendo 2,4:1 para ambos no TR. No trecho CT foram registradas 85 fêmeas e 18 machos, isto é, 4,7:1, com maior número de fêmeas em set/08, 13:1 (Tab. VI). Para *G. knerii* foram registradas 210 fêmeas e 52 machos, isto é, 4:1, com predominância de fêmeas em nov/08, ou seja, 10:1 no trecho TR. No trecho CT foram registradas 47 fêmeas e 20 machos, isto é, 2,4:1, com maior número de fêmeas em out/08, 4:1 (Tab. VII).

Tabela V. Variação mensal da proporção entre os sexos (PS) e o respectivo teste do Qui-quadrado (χ^2) para *A. affinis* no trecho TR e CT na represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR. (valores estatisticamente diferentes $\chi^2 > 3,84$)

TR					CT				
Meses	Fêmeas	Machos	χ^2	PS	Fêmeas	Machos	χ^2	PS	
mar-08	106	0	-	-	44	9	21	5:1	
abr-08	101	22	41	5:1	34	0	-	-	
mai-08	197	23	63	9:1	2	0	-	-	
jun-08	125	23	47	5:1	29	1	88	29:1	
jul-08	145	12	72	12:1	59	2	88	30:1	
ago-08	68	28	17	2:1	213	13	78	16:1	
set-08	68	8	62	9:1	20	1	82	20:1	
out-08	64	3	83	21:1	137	7	82	20:1	
nov-08	107	17	53	6:1	43	3	76	14:1	
dez-08	53	19	22	3:1	32	1	88	32:1	
jan-09	142	37	34	4:1	15	1	77	15:1	
fev-09	60	22	21	3:1	44	2	83	22:1	
Total	1236	214	50	6:01	672	40	79	17:1	

Tabela VI. Variação mensal da proporção entre os sexos (PS) e o respectivo teste do Qui-quadrado (χ^2) para *P. maculatus* no trecho TR e CT na represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR. (valores estatisticamente diferentes $\chi^2 > 3,84$)

TR					CT			
Meses	Fêmeas	Machos	χ^2	PS	Fêmeas	Machos	χ^2	PS
mar-08	23	28	1,0	1:1	1	0	-	-
abr-08	56	34	5,8	1,6:1	0	0	-	-
mai-08	57	24	16,0	2,4:1	6	4	4,0	1,5:1
jun-08	29	14	11,6	2,1:1	18	0	-	-
jul-08	28	40	3,2	1:1	8	4	11,6	2:1
ago-08	36	15	17,6	2,4:1	4	1	36,0	4:1
set-08	28	13	13,0	2,2:1	13	1	74,0	13:1
out-08	22	23	0,2	1:1	13	5	19,4	2,6:1
nov-08	52	60	0,6	1:1	2	1	11,6	2:1
dez-08	33	54	5,8	1:1,6	8	1	60,8	8:1
jan-09	45	33	2,6	1:1	9	0	-	-
fev-09	42	19	14,4	2,2:1	3	1	25,0	3:1
Total	451	357	353,4	1,3:1	85	18	180	4,7:1

Tabela VII. Variação mensal da proporção entre os sexos (PS) e o respectivo teste do Qui-quadrado (χ^2) para *G. knerii* no trecho TR e CT na represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR. (valores estatisticamente diferentes $\chi^2 > 3,84$)

TR					CT			
Meses	Fêmeas	Machos	χ^2	PS	Fêmeas	Machos	χ^2	PS
mar-08	8	5	5,76	1,6:1	2	0	-	-
abr-08	16	2	60,8	8:1	0	0	-	-
mai-08	15	0	-	-	1	1	0	-
jun-08	19	2	64	9,5:1	2	1	11,5	2:1
jul-08	16	12	1,9	1,3:1	4	8	11,5	1:2
ago-08	39	6	54,7	6,5:1	9	5	7,8	1,8:1
set-08	36	5	57,7	7,2:1	8	3	21,1	2,7:1
out-08	19	14	2,5	1,4:1	4	1	36,0	4:1
nov-08	10	1	67,2	10:1	4	0	-	-
dez-08	6	0	-	-	4	0	-	-
jan-09	12	2	51,8	6:1	3	1	25,0	3:1
fev-09	14	3	40,9	4,7:1	6	0	-	-
Total	210	52	36	4:1	47	20	16,0	2,4:1

A análise de co-variância (ANCOVA) indicou diferenças estatísticas para espécie *P. maculatus*, entre os locais de estudo e sexo (peso total, $p = 0,006576$ e peso da carcaça, $p=0,027488$) e, para *G. knerii* entre o sexo, considerando apenas o peso total, $p= 0,053966$ (Tabs. XIII, IX e X).

Tabela XIII. Resultados do teste ANCOVA (F-valor e P = nível de significância) para os efeitos dos meses, ambiente e sexo na variação do comprimento nas populações de *A. affinis* na represa de Chavantes rio Paranapanema – SP/PR. * = Valores significativamente diferentes $< 0,005$.

Variável dependente – peso total				
	Efeito(F/R)	Efeito	F	P
Comprimento	Fixo	1	1178,061	0,000000
{1} mês	Acaso	11	2,023	0,185589
{2} ambiente	Acaso	1	40,311	0,573565
{3} sexo	Acaso	1	8,466	0,705440
1*2	Acaso	11	5,208	0,706542
1*3	Acaso	11	3,069	0,549543
2*3	Acaso	1	0,424	0,599079
1*2*3	Acaso	8	1,000	0,433625
	Efeito (F/R)	Efeito	F	P
Comprimento	Fixo	1	547,3982	0,000000
{1} mês	Acaso	5	1,9258	0,286064
{2} ambiente	Acaso	1	2,2361	0,223542
1*2	Acaso	5	1,4596	0,200254

Tabela IX. Resultados do teste ANCOVA (F-valor e P = nível de significância) para os efeitos dos meses, ambiente e sexo na variação do comprimento nas populações de *P. maculatus* na represa de Chavantes rio Paranapanema – SP/PR. * = Valores significativamente diferentes < 0, 005.

Variável dependente – peso total				
	Efeito(F/R)	Efeito	F	P
Comprimento	Fixo	1	251,0821	0,004319
{1} mês	Acaso	11	0,6766	0,726000
{2} ambiente	Acaso	1	1,0289	0,417222
{3} sexo	Acaso	2	0,4333	0,704210
1*2	Acaso	10	2,4585	0,198187
1*3	Acaso	17	1,7579	0,637916
2*3	Acaso	2	9,2966	0,006576
1*2*3	Acaso	7	0,9660	0,454772
Variável dependente – peso carcaça				
Comprimento	Fixo	1	198,3419	0,005349
{1} mês	Acaso	6	1,3385	0,514019
{2} ambiente	Acaso	1	0,6106	0,522524
{3} sexo	Acaso	2	0,5547	0,654236
1*2	Acaso	6	1,7504	0,361906
1*3	Acaso	8	1,1131	0,640230
2*3	Acaso	2	6,6734	*0,027488
1*2*3	Acaso	4	1,1650	0,325368

Tabela X. Resultados do teste ANCOVA (F-valor e P = nível de significância) para os efeitos dos meses, ambiente e sexo na variação do comprimento nas populações de *G. knerii* na represa de Chavantes rio Paranapanema – SP/PR. * = Valores significativamente diferentes < 0, 005.

Variável dependente – peso total				
	Efeito(F/R)	Efeito	F	P
Comprimento	Fixo	1	122,7952	0,001009
{1} mês	Acaso	11	0,6513	0,750412
{2} ambiente	Acaso	1	2,7805	0,218647
{3} sexo	Acaso	3	9,3489	*0,053966
1*2	Acaso	10	1,8799	0,242371
1*3	Acaso	25	1,5813	0,254906
2*3	Acaso	2	2,9113	0,128684
1*2*3	Acaso	13	0,7996	0,660681
Variável dependente – peso carcaça				
Comprimento	Fixo	1	983,2661	0,000002
{1} mês	Acaso	11	0,7724	0,666732
{2} ambiente	Acaso	1	3,5166	0,218901
{3} sexo	Acaso	1	0,8905	0,488464
1*2	Acaso	10	3,7626	0,290099
1*3	Acaso	10	2,0756	0,384594
2*3	Acaso	1	3,3635	0,290205
1*2*3	Acaso	5	0,5096	0,768967

A relação peso-comprimento foi examinada em duas instâncias: em primeiro lugar foi considerado o peso total do peixe e numa segunda etapa foi considerado o peso das carcaças. Foi registrado para as populações de *A. Affinis*, o tipo de crescimento alométrico negativo, ou seja, crescem mais rápido do que engordam e para *P. maculatus* e *G. knerii*, crescimento alométrico positivo, ou seja, engordam mais rápido do que crescem, nos dois trechos de estudo, exceto para *P. maculatus*, considerando o peso da carcaça, que apresentou tipo de crescimento isométrico (Tab. XI).

Tabela XI. Parâmetros da relação peso-comprimento e o respectivo teste* “t” de Student (indicando grau de alometria) considerando o peso total do corpo e peso da carcaça no TR e CT das três espécies selecionadas, sendo (n) = número de indivíduos (ϕ) = estado nutricional, (θ) = tipo de crescimento e (R^2) = coeficiente de determinação.

<i>A. affinis</i>					
Variável	N	ϕ	θ	R^2	Teste t
Peso total TR	2,056	0,0415	2,6862	0,6925	*7,6900
Peso carcaça TR	2,056	0,0898	2,2875	0,6721	*15,9197
Peso total CT	829	0,0761	2,4049	0,7155	*11,2847
Peso carcaça CT	829	0,0922	2,254	0,6544	*9,3467
<i>P. maculatus</i>					
Peso total TR	815	0,015	3,1061	0,9353	*3,7068
Peso carcaça TR	815	0,0153	3,0518	0,8673	1,2378
Peso total CT	105	0,0132	3,0897	0,8467	*0,6926
Peso carcaça CT	105	0,0146	3,0177	0,8418	*0,1371
<i>G. knerii</i>					
Peso total TR	314	0,0077	3,241	0,9703	*4,2378
Peso carcaça TR	314	0,0078	3,1775	0,9818	*2,8056
Peso total CT	92	0,0082	3,2033	0,9862	*5,0958
Peso carcaça CT	92	0,0084	3,1433	0,9872	*3,7900

O fator de condição individual médio para as populações de *A. affinis*, considerando os sexos agrupados e o fator de condição corrigido 2 (sem as víceras ou considerando somente o peso da carcaça), foi mais elevado ao redor dos tanques-rede, entretanto, não apresentou valores estatisticamente significativos quando levado em consideração fator de condição corrigido1 (peso do corpo sem as gônadas femininas) (Fig. 13 a-b-c). Quando analisados os sexos separadamente para TR e CT, considerando fator de condição individual e fator de condição corrigido 2, observou-se maiores valores para os machos, exceto para fêmeas e machos do CT, considerando o fator de condição individual, que não apresentaram diferenças estatísticas (Fig. 14 a-c e Fig. 15 a-b). Contudo, as análises das fêmeas e machos do TR e CT, considerando fator de condição individual e o corrigido 2, foram maiores no TR (Fig. 16 b-d e Fig. 17 c-d).

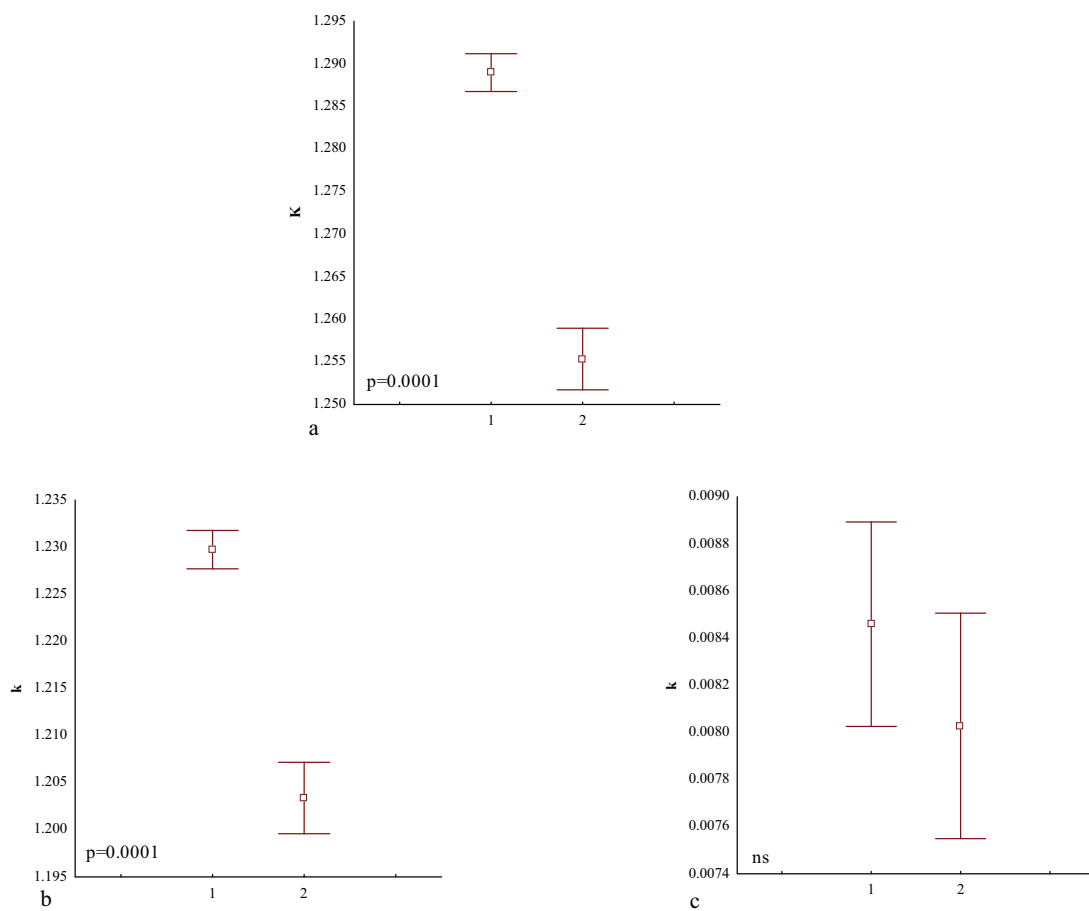


Figura 13. Fator de condição individual médio *A. affinis* para os trechos TR (1) e CT (2) na qual: a) as populações, considerando fator de condição individual (K), b) fator de condição corrigido ($K'2$)*, c) fator de condição corrigido ($K'1$)** , na represa de Chavantes rio Paranapanema SP/PR (ANOVA $p = < 0,0001$ = valores significativamente diferentes e ns = valores não significativos). * = somente o peso da carcaça, ** = somático (sem as gônadas).

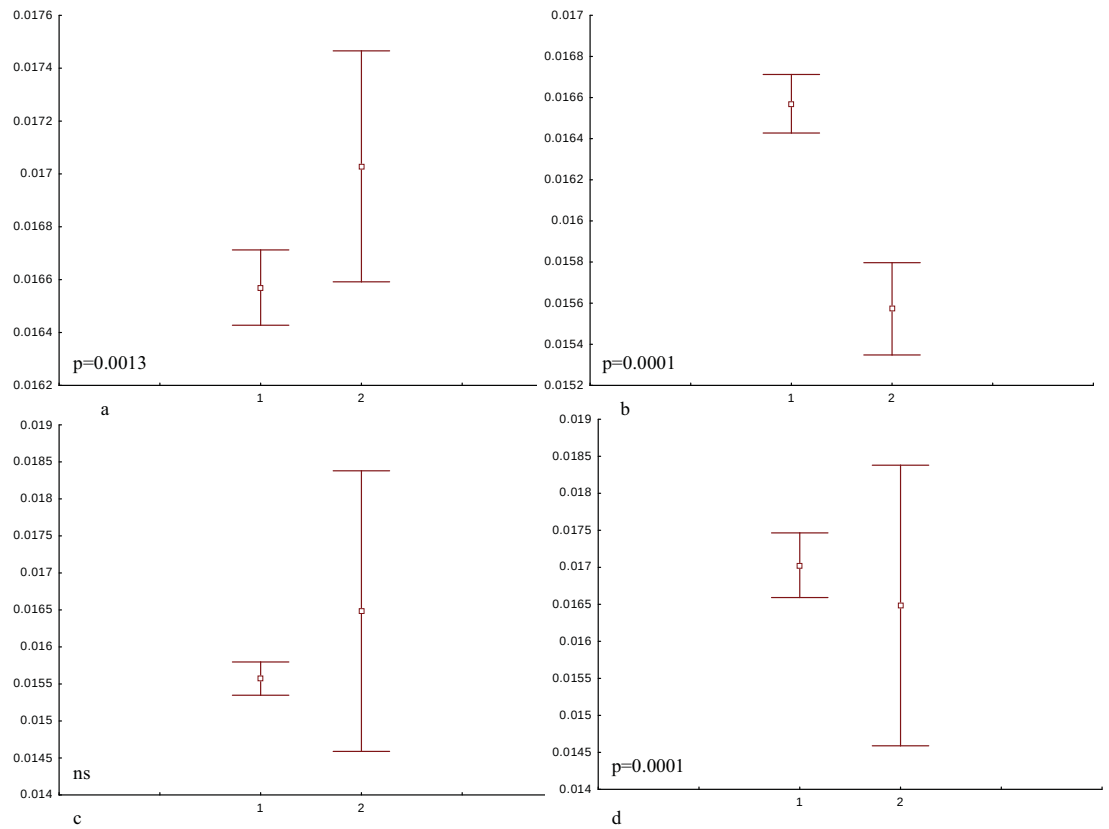


Figura 14. Fator de condição individual médio (K) *A. affinis* considerando o peso total para os trechos TR (1) e CT (2) na qual: a) fêmeas (1) e machos (2) do TR, b) fêmeas do TR (1) e CT (2) c) fêmeas (1) e machos (2) do CT e d) machos do TR (1) e CT (2) na represa de Chavantes rio Paranapanema SP/PR (ANOVA $p = < 0,0001$ = valores significativamente diferentes e ns = valores não significativos).

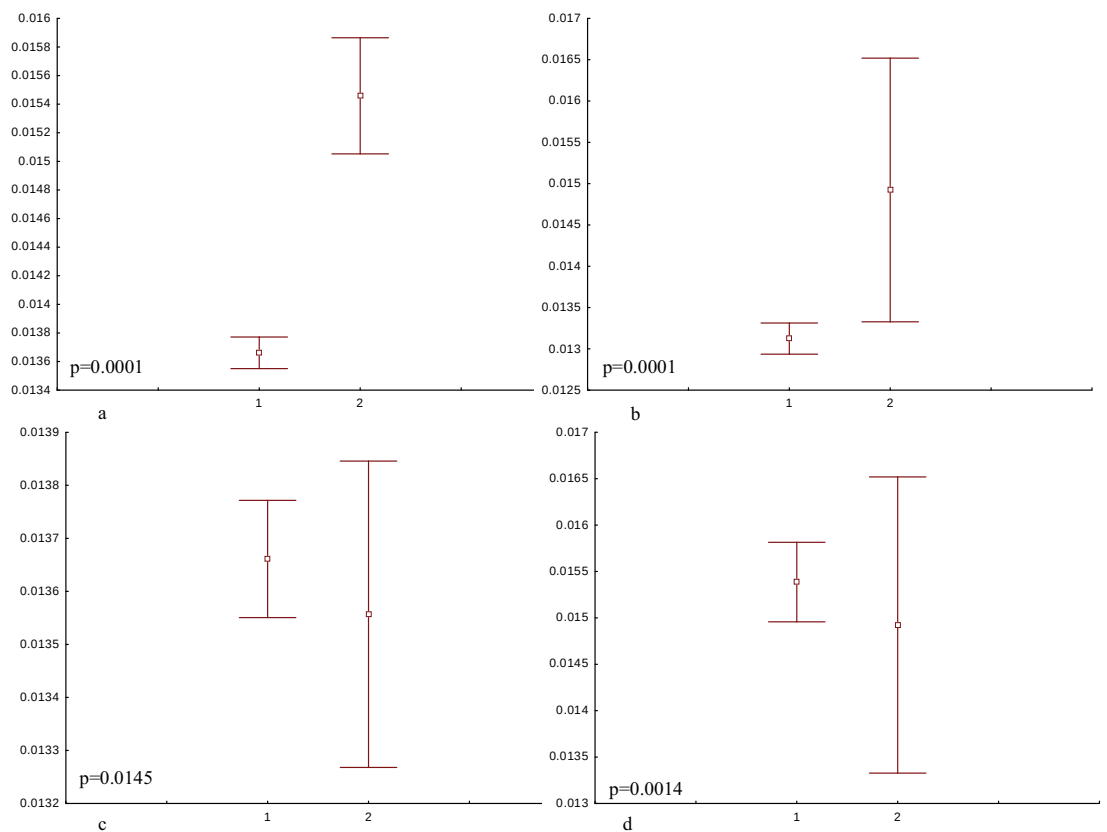


Figura 15. Fator de condição corrigido médio ($K' 2$) de *A. affinis* para os trechos TR e CT na qual: a) fêmeas (1) e machos (2) do TR, b) fêmeas (1) e machos (2) do CT; c) fêmeas do TR (1) e CT (2) e d) machos do TR (1) e CT (2) na represa de Chavantes rio Paranapanema SP/PR (ANOVA $p = < 0,0001$ = valores significativamente diferentes e ns = valores não significativos). * = somente o peso da carcaça.

Os cálculos do fator de condição individual das populações da espécie *P. maculatus*, revelaram os seguintes resultados: maiores valores no trecho TR em relação ao CT, nas populações considerando os sexos agrupados, e fêmeas e machos separadamente (Fig. 27 a-d-e). Já para as fêmeas e machos num mesmo trecho não foi encontrado diferenças estatísticas (Fig. 27 b-c).

Para as populações, considerando o fator de condição corrigido 2, registraram-se os seguintes resultados: maiores valores nas populações do trecho TR, considerando os sexos agrupados e machos do trecho TR (Fig. 28 a-b-e). Para as comparações entre as fêmeas e machos do CT e fêmeas do TR e CT não foi encontrado diferenças estatísticas (Fig. 28 c-d)

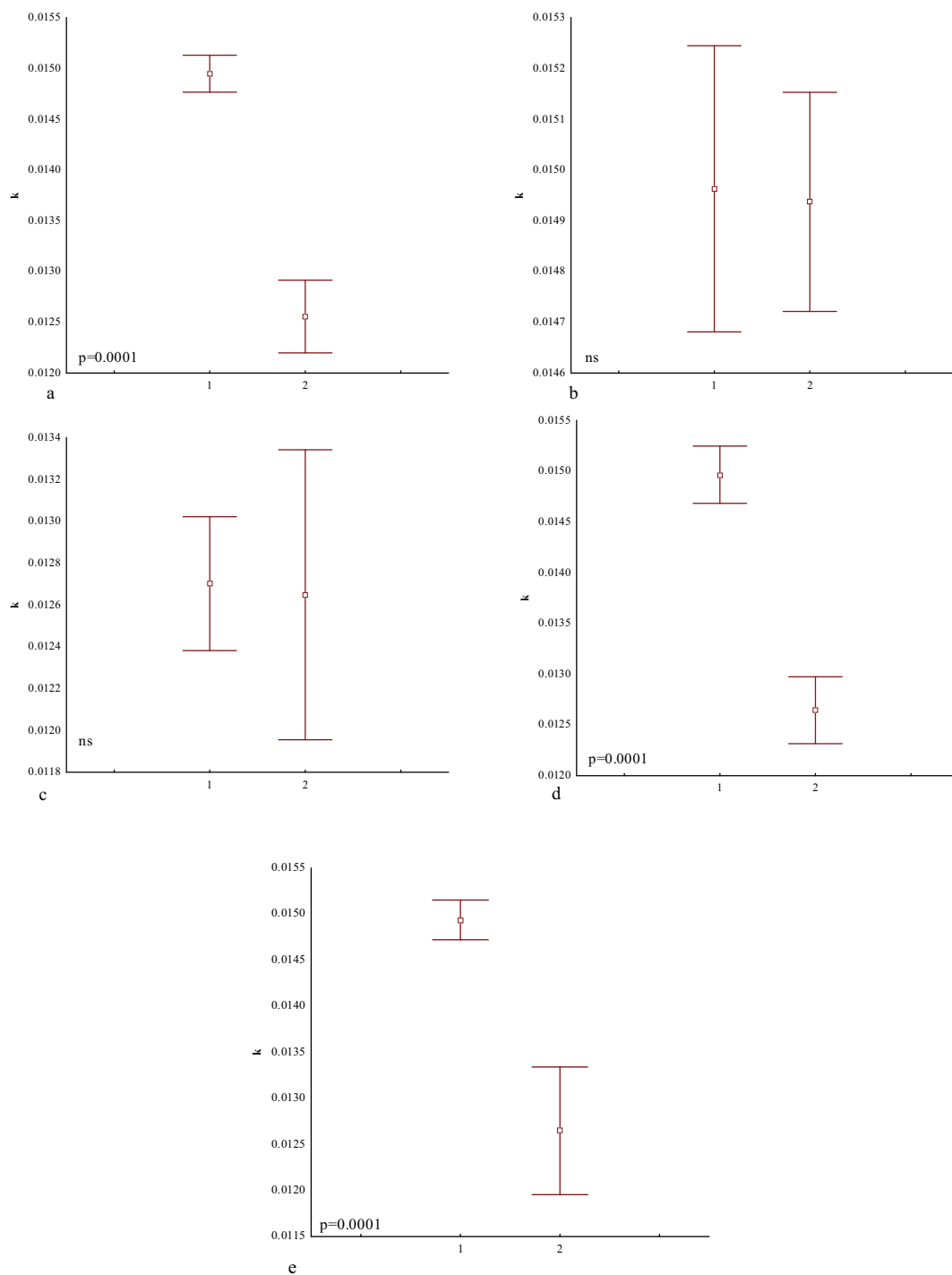


Figura 16. Fator de condição individual médio *P. maculatus* para os trechos TR (1) e CT (2) na qual: a) TR e CT, b) fêmeas (1) e machos (2) do TR, c) fêmeas (1) e machos (2) do CT, d) fêmeas do TR e CT, e) machos TR e CT na represa de Chavantes rio Paranapanema SP/PR (ANOVA $p = < 0,0001$ = valores significativamente diferentes e ns = valores não significativos).

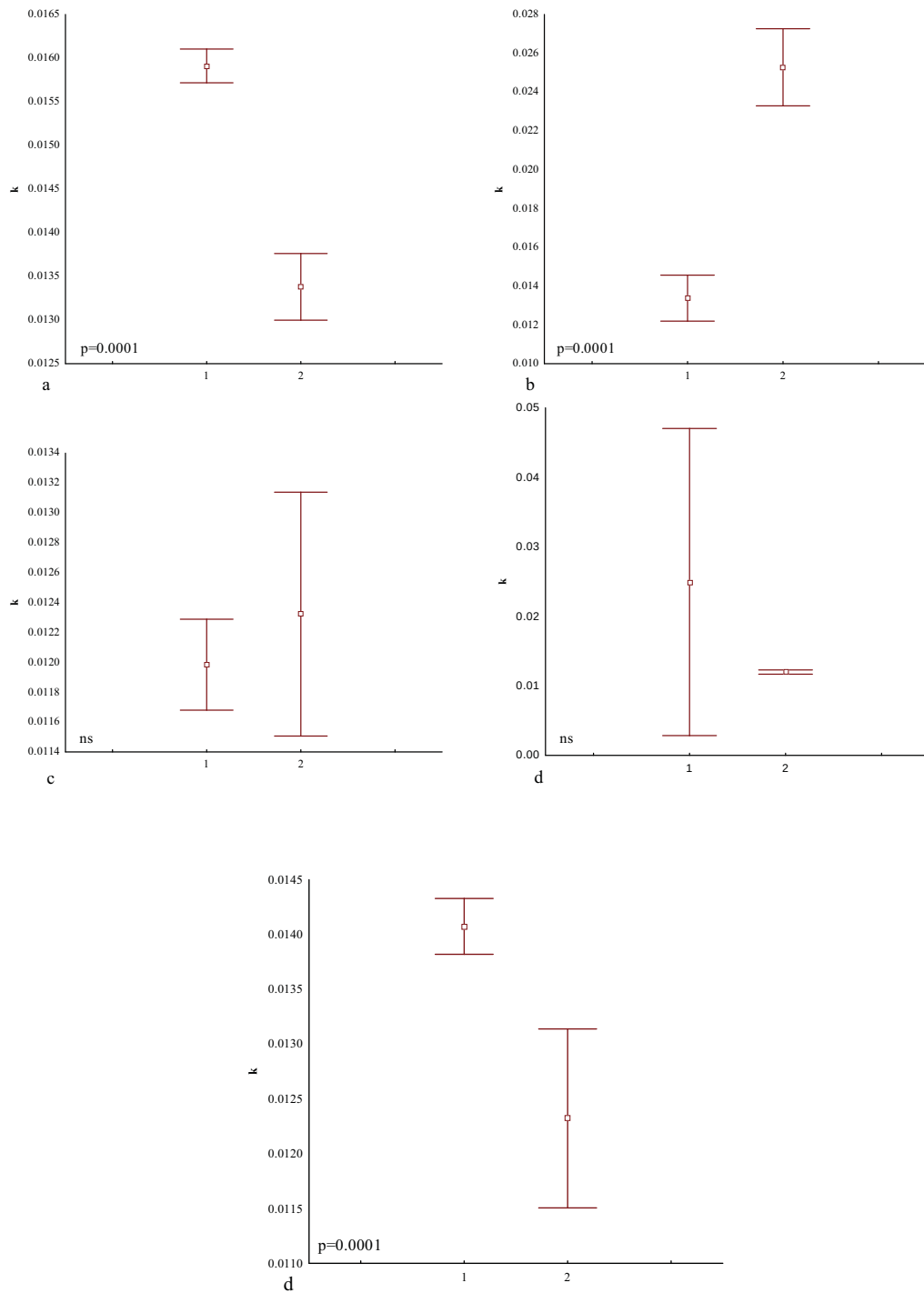


Figura 17. Fator de condição médio corrigido ($K'2$)*, para *P. maculatus* para os trechos TR (1) e CT (2) na qual: a) TR e CT, b) fêmeas (1) e machos (1) do TR, c) fêmeas (1) e machos (1) do CT e d) fêmeas do TR (1) e CT (2), e) machos TR (1) e CT (2) na represa de Chavantes rio Paranapanema SP/PR (ANOVA $p = < 0,0001$ = valores significativamente diferentes e ns = valores não significativos). * = somente o peso da carcaça.

Já para espécie *G. knerii* não foi encontrada diferenças estatísticas para nenhuma das comparações para o fator de condição individual e corrigido 2 (Fig. 18 a-b-c-d-e).

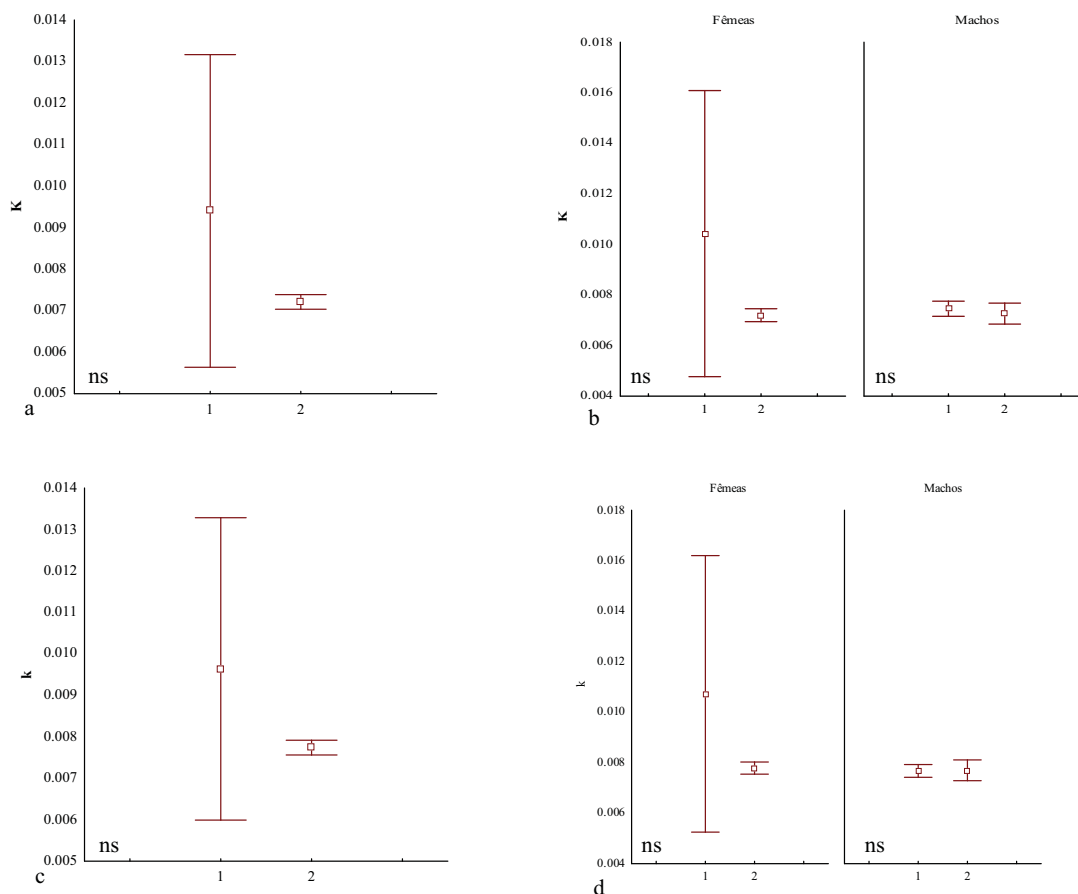


Figura 18. Fator de condição individual *G. knerii* trechos TR (1) e CT (2) na qual: a) TR e CT, b) fêmeas e machos do TR e CT, c) fêmeas e machos do CT = fator de condição corrigido ($K'2$)* e d) fêmeas e machos do TR e CT = fator de condição ($K'2$)*, na represa de Chavantes rio Paranapanema SP/PR (ANOVA $p = < 0,0001$ = valores significativamente diferentes e ns = valores não significativos). * = somente o peso da carcaça.

4.2.2. Período reprodutivo

Avaliando o período reprodutivo usando o índice gonadosomático, constatam-se que a sua variação mensal em associação com a precipitação mensal acumulada, revelou, para a espécie *A. affinis*, maiores picos de IGS para fêmeas do TR nos meses de dezembro e janeiro (4,0), e para os machos, os maiores valores foram registrado em janeiro (5,6). No CT, as fêmeas e machos apresentaram maiores valores de IGS nos meses de outubro e novembro (3,3 e 1,7 respectivamente) (Fig. 19 a-b-c). A espécie *P. maculatus* apresentou os maiores picos de IGS para fêmeas do TR nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro (0,09; 0,06 e 0,87 respectivamente) e para os machos nos meses de novembro, janeiro e fevereiro (todos com 0,010). Já no CT, só foi registrado fêmeas, apresentando os maiores valores de IGS nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro (0,41; 0,31 e 1,01) (Fig. 20 a-b-c). Para a população de *G. knerii*, esta análise foi realizada apenas no trecho TR, pois não foi capturado animal maduro no CT. Assim, foram registrados no TR maiores picos de IGS em novembro e fevereiro (1 para ambos os meses) para ambos os meses (Fig. 21 a-b-c).

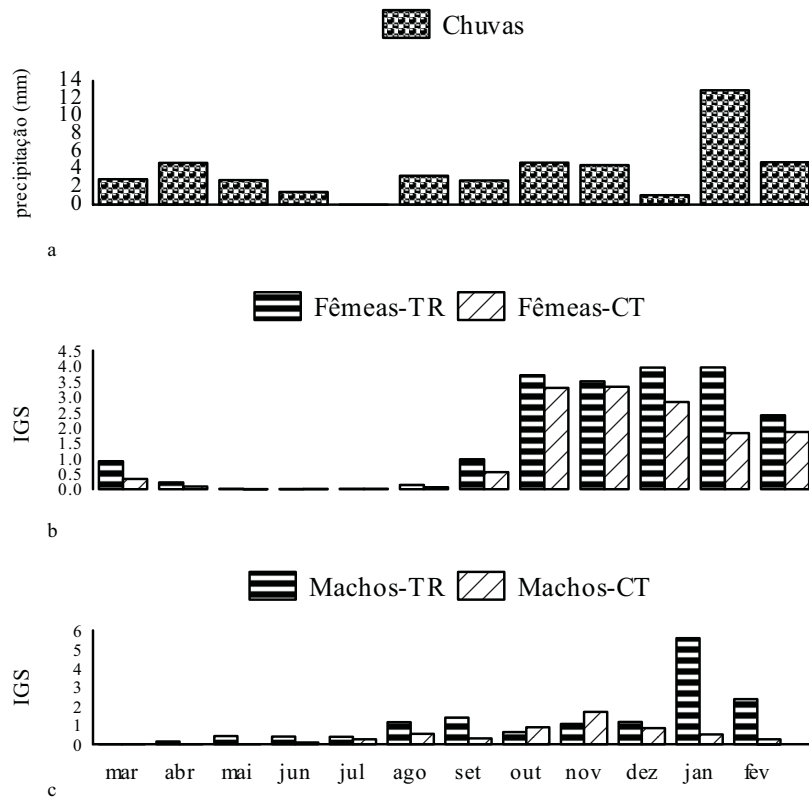


Figura 19. a) Precipitação mensal acumulada; b) variação mensal do Índice Gonadosomático (IGS) das fêmeas de *A. affinis* nos trechos TR e CT; c) variação mensal do Índice Gonadosomático (IGS) dos machos de *A. affinis* nos trechos TR e CT; represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR.

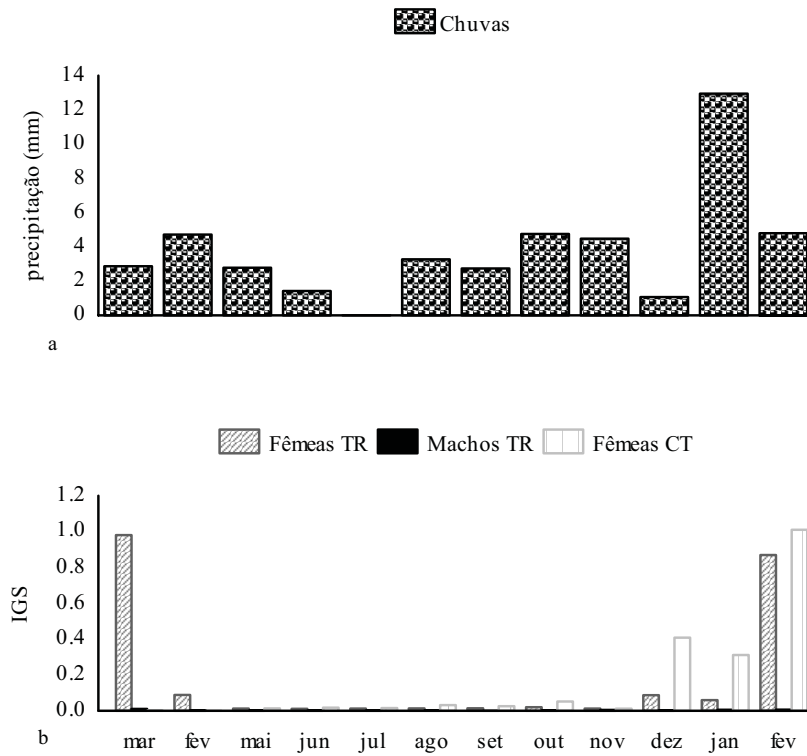


Figura 20. a) Precipitação mensal acumulada; b) variação mensal do Índice Gonadosomático (IGS) das fêmeas de *P. maculatus* nos trechos TR e CT; c) variação mensal do Índice Gonadosomático (IGS) dos machos de *P. maculatus* nos trechos TR e CT; represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR.PR.

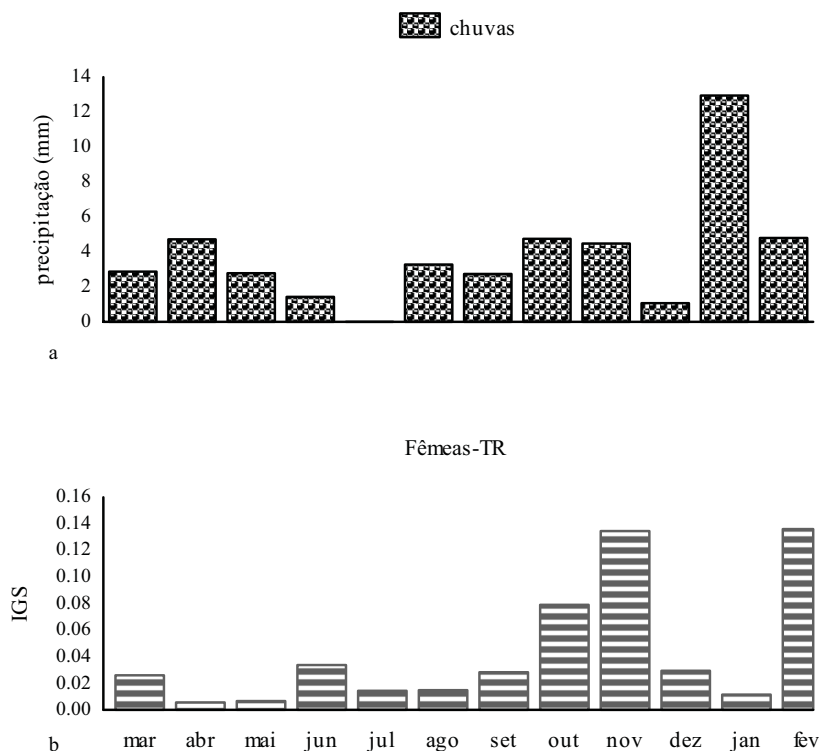


Figura 21. a) Precipitação mensal acumulada; b) variação mensal do Índice Gonadosomático (IGS) das fêmeas de *G. knerii* nos trechos TR e CT; c) variação mensal do Índice Gonadosomático (IGS) dos machos de *G. knerii* nos trechos TR e CT; represa de Chavantes, rio Paranapanema SP/PR.

Avaliando o período reprodutivo usando as análises de frequências mensais de indivíduos com gônadas nos distintos estádios de maturação da espécie *A. affinis* do trecho TR, considerando a frequência de indivíduos com gônadas em cada estágio de maturação, observou-se as maiores porcentagens de gônadas maduras no mês de janeiro (7,9%) (Fig. 24 a-b). No entanto, quando analisado, considerando os estádios de maturação em cada mês, destacou-se o mês de outubro com 100% (Fig. 24 - c). No CT, os três tipos de cálculo de frequências de indivíduos com gônadas nos distintos estádios de maturidades indicaram o mês de outubro com a maior frequência, com 100% cada (Fig. 25 a-b-c)

Para a espécie *P. maculatus* os três tipos de cálculo de frequências de indivíduos com gônadas nos distintos estádios de maturidades indicaram o mês de fevereiro com as maiores frequências. Desta forma, quando considerado a frequência mensal de indivíduos com gônadas nos distintos estádios de maturidade foi registrado 5,6%; frequência mensal de indivíduos com gônadas em cada estágio de maturidade 40% e os estádios de maturação em cada mês 61,9%, (Fig. 26 a-b-c). Para o CT analisando a frequência mensal de indivíduos com gônadas nos distintos estádios de maturidade, em todo o período de estudo e frequência mensal de indivíduos com gônadas em cada estágio de maturidade, destacou-se os meses de dezembro e fevereiro (3,7% e 30%, respectivamente), (Fig. 27 a-b) enquanto que, para a frequência de maturidade por mês destacou-se o mês de novembro com 50% (Fig. 27 c).

Para a população da espécie *G. knerii* no trecho TR, os três tipos de cálculo de frequências de indivíduos com gônadas nos distintos estádios de maturidades indicaram o mês de outubro com as maiores frequências, sendo 1,9%, considerando o período global como 100% que mostra uma distribuição equitativa dos estádios dentro de um ciclo reprodutivo; 57,1% quando analisado pelo ponto de vista da distribuição dos indivíduos considerando cada estágio como 100%; e 21,1% considerando os indivíduos coletados a cada mês como 100% (Fig. 28). Para o trecho CT não foi registrado nenhum indivíduo maduro.

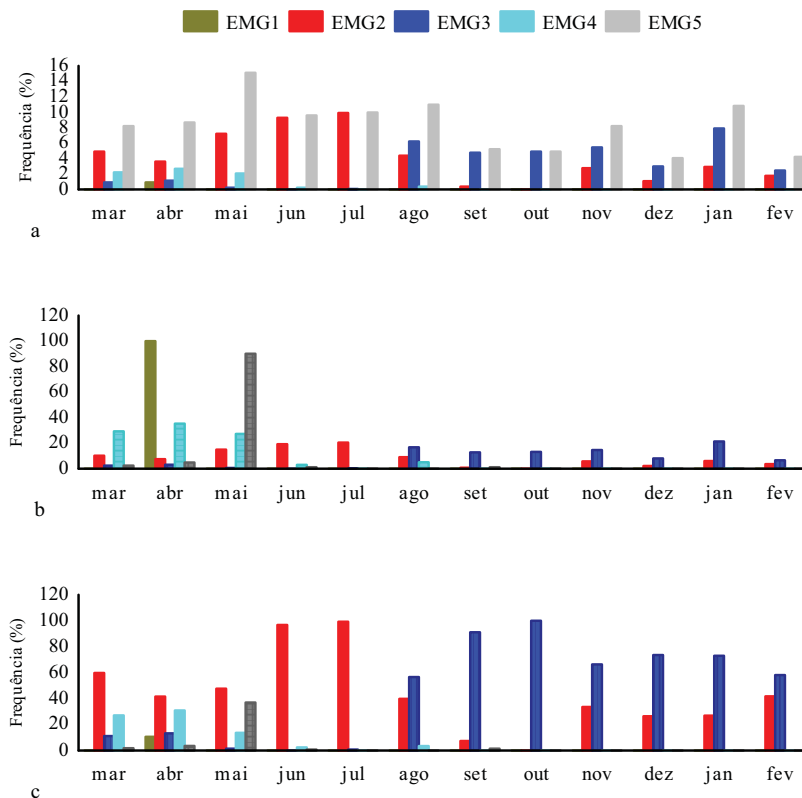


Figura 24. Frequência mensal das gônadas nos estádios de maturação (a); frequência mensal de indivíduos com gônadas em cada estágio de maturidade (b) e frequência dos estádios de maturidade em cada mês (c), na qual: EMG =Estádio de maturação gonadal, 1 = imaturo, 2 = em maturação, 3 = maduro 4 = atresico e 5 Esgotado, da população de *A. affinis* no trecho TR no rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

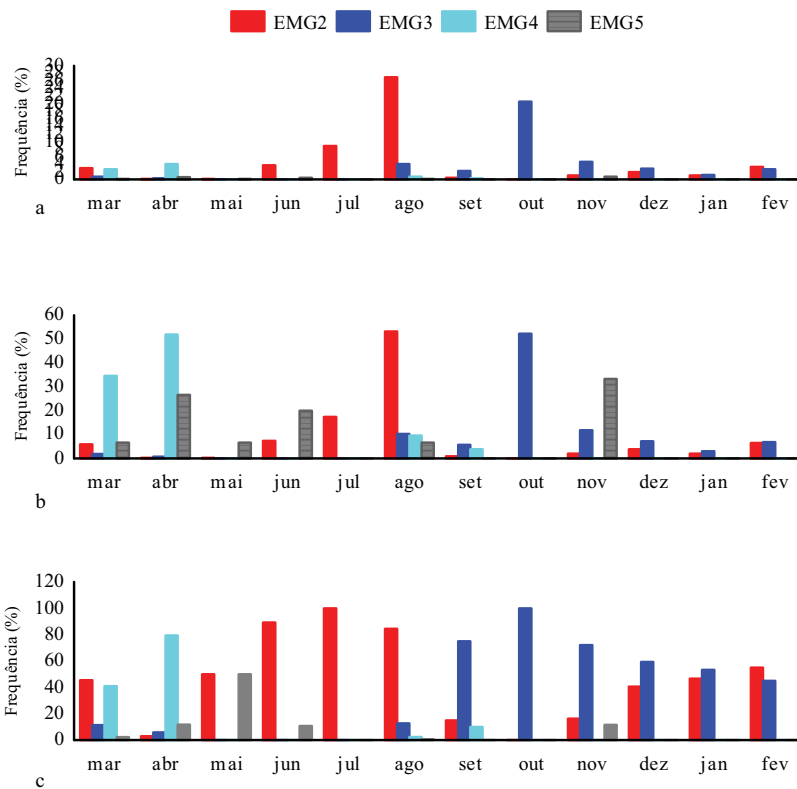


Figura 25. Frequência mensal das gônadas nos estádios de maturação (a); frequência mensal de indivíduos com gônadas em cada estágio de maturidade (b) e frequência dos estádios de maturidade em cada mês (c), na qual: EMG =Estádio de maturação gonadal, 1 = imaturo, 2 = em maturação, 3 = maduro 4 = atresico e 5 Esgotado, da população de *A. affinis* no trecho CT no rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

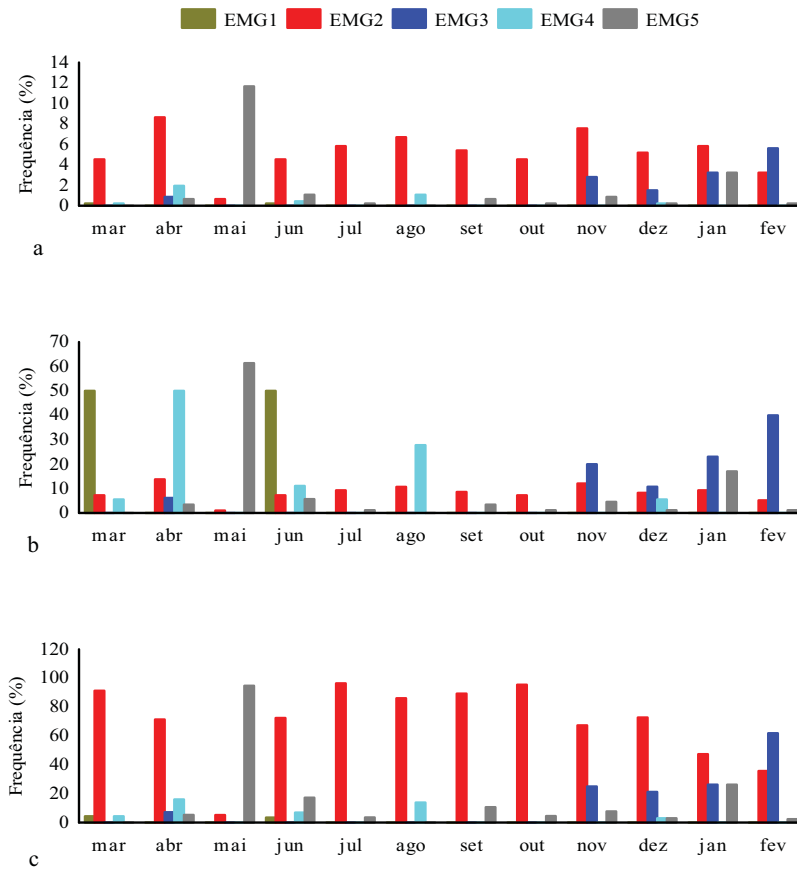


Figura 26. Frequência mensal das gônadas nos estádios de maturação (a); frequência mensal de indivíduos com gônadas em cada estágio de maturidade (b) e frequência dos estádios de maturidade em cada mês (c), na qual: EMG =Estádio de maturação gonadal, 1 = imaturo, 2 = em maturação, 3 = maduro 4 = atresico e 5 Esgotado, da população de *P. maculatus* no trecho TR no rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

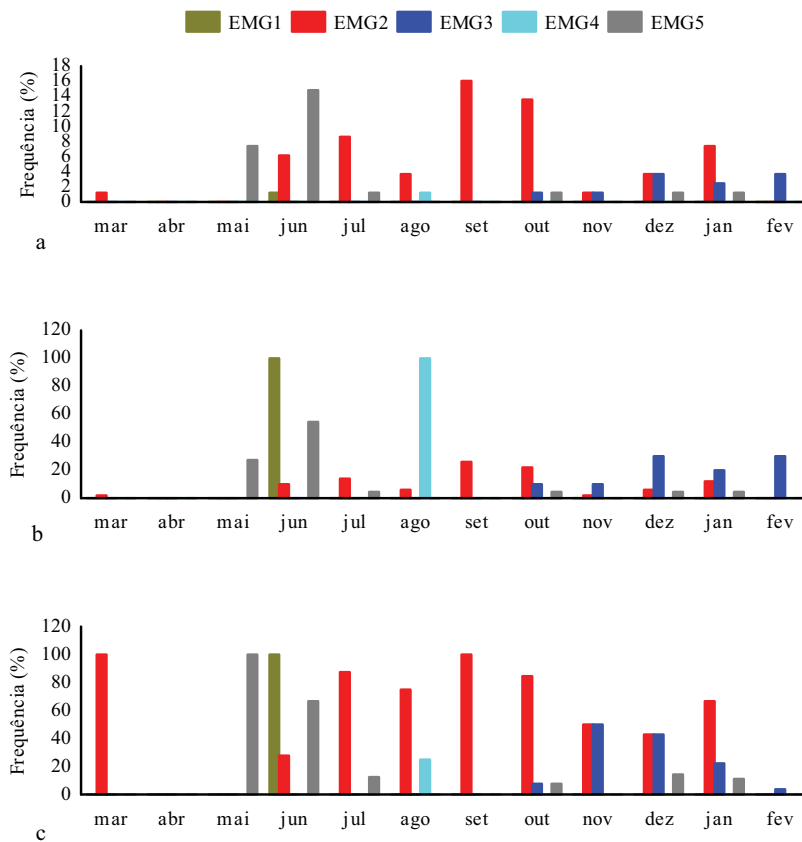


Figura 27. Frequência mensal das gônadas nos estádios de maturação (a); frequência mensal de indivíduos com gônadas em cada estágio de maturidade (b) e frequência dos estádios de maturidade em cada mês (c), na qual: EMG =Estádio de maturação gonadal, 1 = imaturo, 2 = em maturação, 3 = maduro 4 = atresico e 5 Esgotado, da população de *P. maculatus* no trecho CT no rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

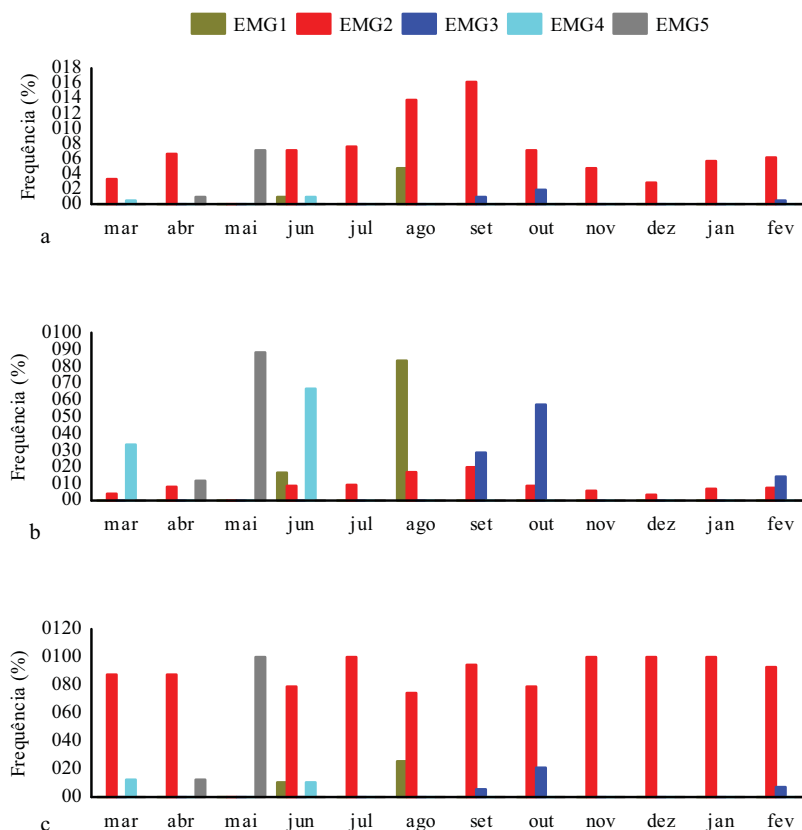


Figura 28. Frequência mensal das gônadas nos estádios de maturação (a); frequência mensal de indivíduos com gônadas em cada estágio de maturidade (b) e frequência dos estádios de maturidade em cada mês (c), na qual: EMG =Estádio de maturação gonadal, 1 = imaturo, 2 = em maturação, 3 = maduro 4 = atrésico e 5 Esgotado, da população de *G. knerii* no trecho TR no rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

A espécie *A. affinis* apresentou maior potencial reprodutivo no trecho TR em comparação com ao trecho CT. Assim, a fecundidade máxima na população variou de 12.816 à 78.557 mil ovócitos no trecho TR, ao passo que no trecho CT variou de 9.327 à 49.738 mil ovócitos (Tabs. XII e XIII).

Observou-se para a espécie *A. affinis*, produção de ovócitos menores no trecho TR, durante o período de estudo, apresentando médias mensais de 0,40 mm à 0,79 mm de diâmetro horizontal; 0,44 mm à 0,76 mm de diâmetro vertical; e área de 0,14 mm à 0,41 mm, enquanto que, no trecho CT foi registrado 0,47 mm à 0,80 mm para as medidas

considerando o diâmetro horizontal; 0,42 mm à 0,77 mm no diâmetro vertical; e 0,18 mm à 0,41 mm de área (Fig. 29).

Resultados similares também foram observados para *P. maculatus*, visto que também apresentou maior potencial reprodutivo no trecho TR em comparação com o trecho CT. Assim, a fecundidade máxima na população mensalmente variou de 115.853 à 432.820 mil ovócitos no trecho TR, enquanto que, no trecho CT variou de 23.215 à 81.361 mil ovócitos (Tabs. XIV e XV).

Em termos morfométricos, foram registrados ovócitos menores no trecho TR, apresentando médias mensais de 0,54 mm à 0,78 mm de diâmetro horizontal; 0,50 mm à 0,81 mm de diâmetro vertical; e área de 0,20 mm à 0,46 mm, enquanto que, no trecho CT foi registrado ovócitos com 0,67 mm à 0,79 mm para as medidas considerando o diâmetro horizontal; 0,69 mm à 0,77 mm no diâmetro vertical; e 0,34 mm à 0,43 mm de área (Fig. 36).

Tabela XII. Número de indivíduos (n); Potencial Reprodutivo (máximo e mínimo); Média; Desvio padrão (DP); Biometria do Diâmetro Horizontal dos ovócitos (DH); Diâmetro vertical dos ovócitos (DV) e Área dos ovócitos mensalmente da população da espécie *A. affinis* no trecho TR, represa de Chavantes SP/PR.

Mês	n	Mínimo	Máximo	Média	DP	DH	DV	Área
mar/08	9	8,267	78,557	33,370	24,035	0,63	0,62	0,27
abr/08	14	3,512	28,239	13,220	7,134	0,63	0,60	0,25
mai-08	3	6,678	12,816	9,280	3,173	0,56	0,63	0,24
jul/08	1	2149	-	-	-	0,59	0,64	0,30
ago/08	74	706	18,472	6,208	3,545	0,40	0,44	0,14
set-08	59	4,605	25,529	12,092	4,961	0,60	0,63	0,27
out-08	58	6,466	48,214	21,870	10,671	0,59	0,65	0,28
nov/08	65	5,128	29,156	13,245	4,572	0,55	0,61	0,25
dez-08	34	7,434	29,383	16,499	5,703	0,74	0,76	0,41
jan-09	95	1,350	31,536	15,242	5,659	0,70	0,72	0,36
fev-09	25	5,472	30,326	15,640	5,283	0,79	0,74	0,41

Tabela XIII. Número de indivíduos (n); Potencial Reprodutivo (máximo e mínimo); Média; Desvio padrão (DP); Biometria do Diâmetro Horizontal dos ovócitos (DH); Diâmetro vertical dos ovócitos (DV) e Área dos ovócitos mensalmente da população da espécie *A. affinis* no trecho CT, represa de Chavantes SP/PR.

Mês	n	Mínimo	Máximo	Média	DP	DH	DV	Área
mar/08	3	5,999	23,908	14,416	9,002	0,66	0,68	0,33
abr/08	2	10,829	37,678	24,253	18,985	0,62	0,63	0,27
ago/08	21	2,361	16,269	7,788	3,264	0,47	0,42	0,18
set-08	14	2,708	16,851	9,871	3,816	0,65	0,61	0,36
out-08	127	4,191	49,738	20,880	9,826	0,69	0,66	0,32
nov/08	25	4,091	28,624	14,298	6,686	0,63	0,64	0,29
dez-08	14	384	16,696	10,826	4,404	0,80	0,77	0,44
jan-09	1	-	9,327	-	-	0,70	0,71	0,41
fev-09	12	8,169	23,932	15,994	4,354	0,68	0,73	0,38

Tabela XIV. Número de indivíduos (n); Potencial Reprodutivo (máximo e mínimo); Média; Desvio padrão (DP); Biometria do Diâmetro Horizontal dos ovócitos (DH); Diâmetro vertical dos ovócitos (DV) e Área dos ovócitos mensalmente da população da espécie *P. maculatus* no trecho TR, represa de Chavantes SP/PR.

Mês	N	Mínimo	Máximo	Média	DP	DH	DV	Área
abr/08	4	11,070	250,842	107,193	114,990	0,54	0,50	0,20
nov/08	9	11,214	432,820	109,228	138,129	0,54	0,54	0,21
dez-08	7	15,394	78,272	34,441	21,601	0,68	0,71	0,37
jan-09	15	7,649	63,765	30,947	20,039	0,67	0,68	0,32
fev-09	24	4,292	115,853	26,299	22,415	0,78	0,81	0,46

Tabela XV. Número de indivíduos (n); Potencial Reprodutivo (máximo e mínimo); Média; Desvio padrão (DP); Biometria do Diâmetro Horizontal dos ovócitos (DH); Diâmetro vertical dos ovócitos (DV) e Área dos ovócitos mensalmente da população da espécie *P. maculatus* no trecho CT, represa de Chavantes SP/PR.

Mês	n	Mínimo	Máximo	Média	DP	DH	DV	Área
mar/08	1	-	33,957	61,507	18,425	-	-	-
dez-08	3	44,957	81,361	53,136	37,964	0,79	0,77	0,43
jan-09	2	26,291	79,980	17,075	7,100	0,73	0,72	0,37
fev-09	3	9,300	23,215	-	-	0,67	0,69	0,35

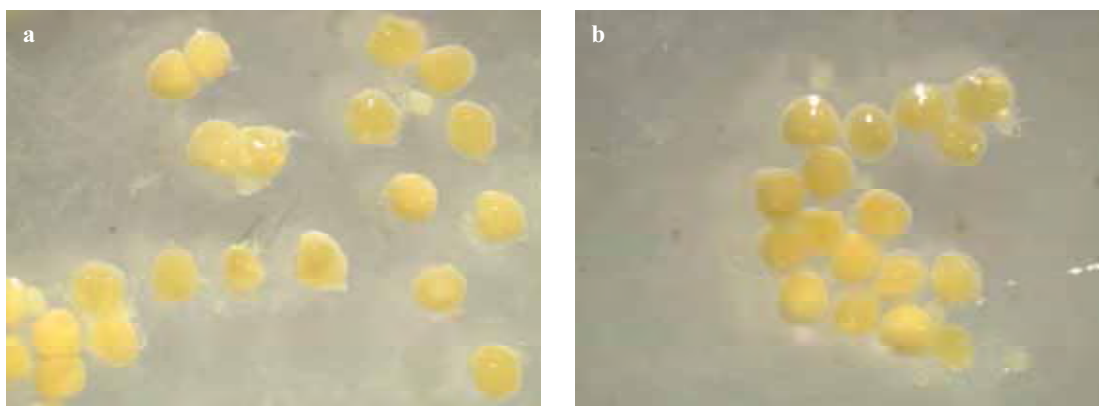


Figura 29. Microfotografia de ovócitos maduros de indivíduo da espécie *A. affinis* (a) trecho TR e (b) trecho CT coletados no rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

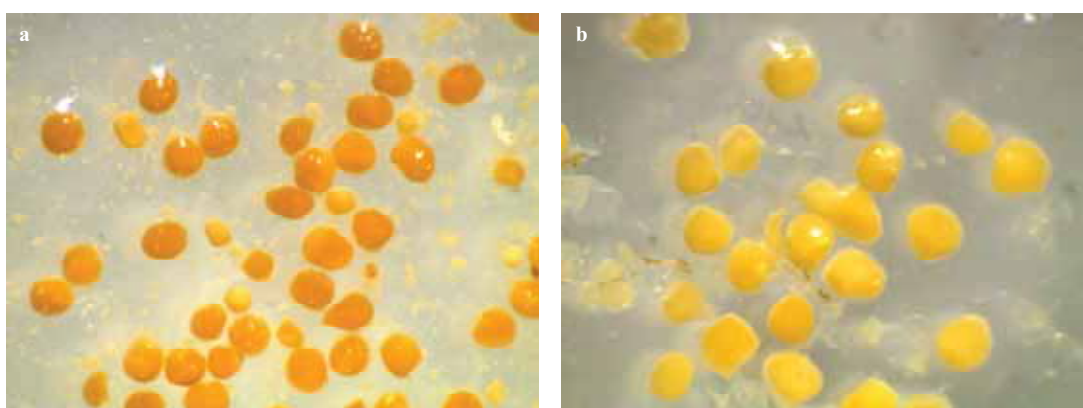


Figura 30. Microfotografia de ovócitos maduros de indivíduo da espécie *P. maculatus* (a) trecho TR e (b) trecho CT coletados no rio Paranapanema, represa de Chavantes SP/PR.

As comparações biométricas da fecundidade relativa por unidade de peso (Wt) e comprimento padrão (Ls), considerando o período total de estudo, foram estabelecidas somente para as espécies *A. affinis* e *P. maculatus* por apresentarem suficiência amostral. Para *A. affinis*, estas análises foram realizadas mensalmente, por apresentar gônadas maduras em quase todo o período de estudo. Assim, foi observada, para *A. affinis*, maior fecundidade relativa (Mann-Whitney, Teste U, $p < 0.0001$) no trecho CT em relação ao trecho TR (Fig. 31). A fecundidade relativa mensal no trecho TR revelou maiores frequências nos meses de março/2008 (971 ovócitos/g de peixe; 2,939 ovócitos/cm de peixe) e outubro/2008 (751 ovócitos/g de peixe; 1,945 ovócitos/cm de peixe) e no trecho CT nos meses de abril (1,228 ovócitos/g de peixe; 2,367 ovócitos/cm de peixe) e outubro de 2008 (913 ovócitos/g de peixe; 1,955 ovócitos/cm de peixe) (Figs. 33 e 34).

Para espécie *P. maculatus* não foram detectadas diferenças estatísticas entre os trechos de estudo (Fig. 32).

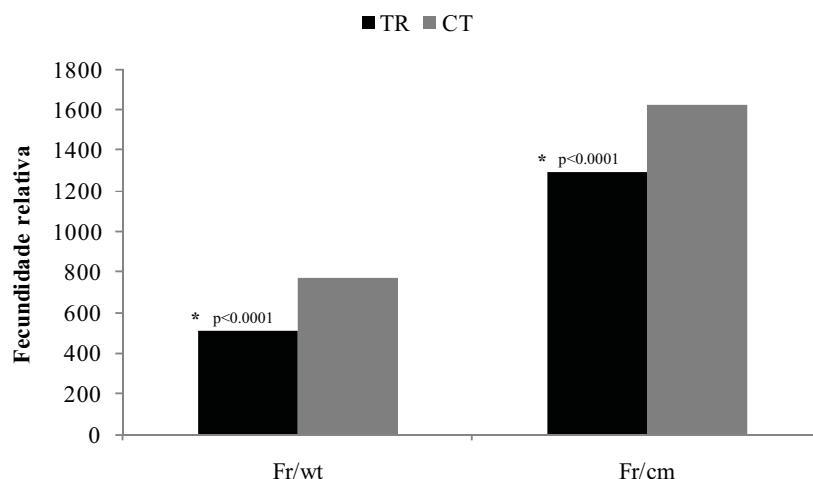


Figura 31. Fecundidade Relativa entre as populações de *A. affinis* dos trechos TR e CT, na represa de Chavantes SP/PR considerando os dados agrupados. * = diferença estatisticamente significativa para $p < 0.001$, teste Mann-Whitney (U).

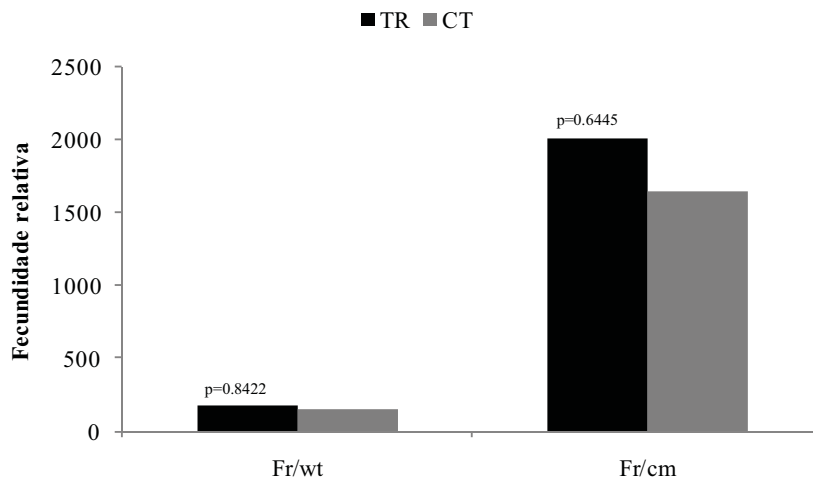


Figura 32. Fecundidade Relativa entre as populações de *P. maculatus* dos trechos TR e CT, na represa de Chavantes SP/PR, considerando os dados agrupados. * = diferença estatisticamente significativa para $p < 0.001$, teste Mann-Whitney (U).

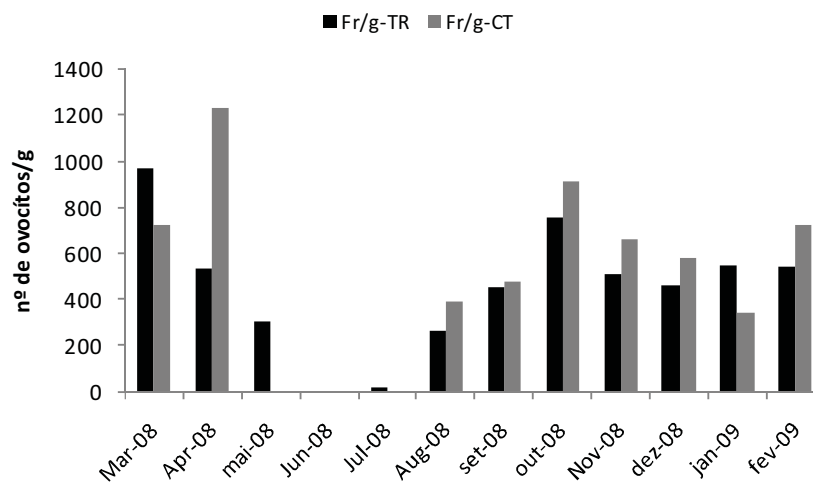


Figura 33. Médias mensais da fecundidade relativa da espécie *A. affinis* onde: FR/g- TR = Fecundidade relativa por gramas de peso – Tanque-rede e FR/g- CT = Fecundidade relativa por gramas de peso – Controle, na represa de Chavantes SP/PR.

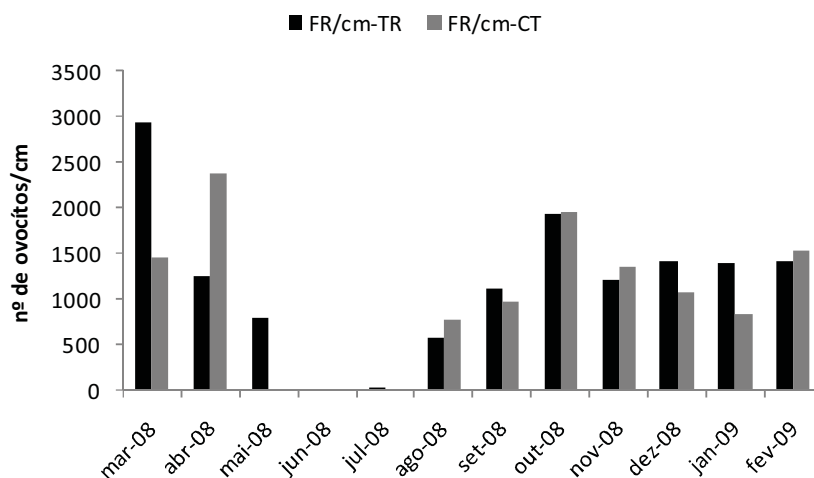


Figura 34. Médias mensais da fecundidade relativa da espécie *A. affinis* onde: FR/cm- TR = Fecundidade relativa por comprimento – Tanque-rede e FR/cm- CT = Fecundidade relativa por comprimento – Controle), na represa de Chavantes SP/PR.

4.3. Análise exploratória da histologia ovariana

As análises histológicas foram realizadas a partir de 50 amostras de ovários de *P. maculatus*, sendo 42 do TR e oito do CT. Esta análise microscópica mostrou gônadas em dois distintos estádios de maturação, que foram classificadas de acordo com Brown-Peterson *et al.* (2010). Assim, foram identificadas gônadas em:

- Desenvolvimento (Fig. 35 - A): Ovários que apresentam ovócitos em crescimento primário ou pré-vitelogênicos (pgo); ovócitos em crescimento secundário em estágio de vitelogênese inicial (evo), intermediária (ivo) e final, em menor quantidade;
- Apto a desovar (Fig. 35 - B): Ovários que apresentam grande predominância de ovócitos em vitelogênese final (fvo), presentes na periferia do citoplasma, e os ovócitos pré - vitelogênicos (pgo), presentes em menor quantidade.

Os ovários analisados, tanto para o TR (Fig. 36 Y-A-B e C) quanto o CT (Fig. 36 Y-D-E e F), apresentaram ovócitos em crescimento primário ou pré - vitelogênicos (pgo) e ovócitos em crescimento secundário, isto é, em vitelogênese. A quantidade de ovócitos em

crescimento primário (pgo) diminui com o avanço do desenvolvimento dos ovários de dezembro de 2008 a fevereiro de 2009, e a quantidade de ovócitos em crescimento secundário com vitelogênese final (fvo) aumentou (Fig. 36). Os ovários dos animais no TR (Fig. 36 A-B e C) e CT (Fig. 36 D-E e F), nos três meses analisados, apresentaram uma maior predominância de ovócitos em vitelogênese final (fvo), existindo, portanto, uma maior quantidade de indivíduos classificados como aptos a desovar.

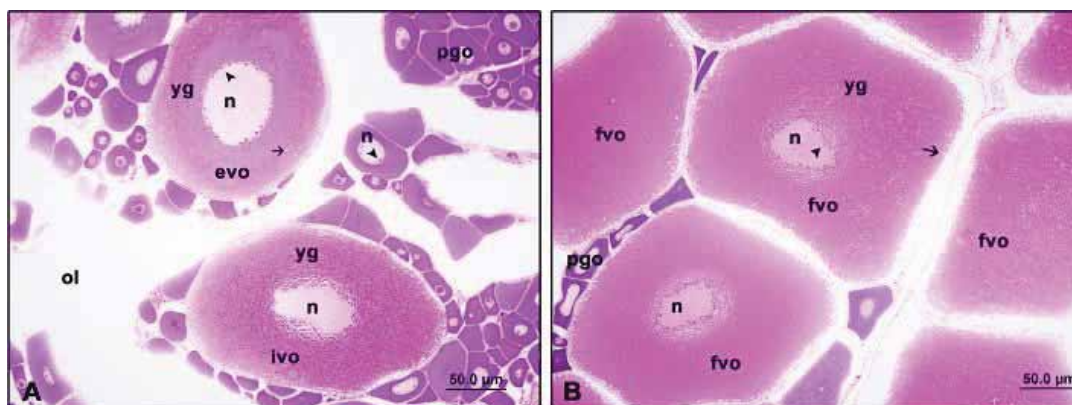


Figura 35. Análise histológica dos ovários de *P. maculatus*, em desenvolvimento (A) e aptos a desovar (B); ovócitos em crescimento primário ou pré - vitelogênicos (pgo); ovócitos em crescimento secundário (yg); vitelogênese inicial (evo); intermediária (ivo) e final (fvo).

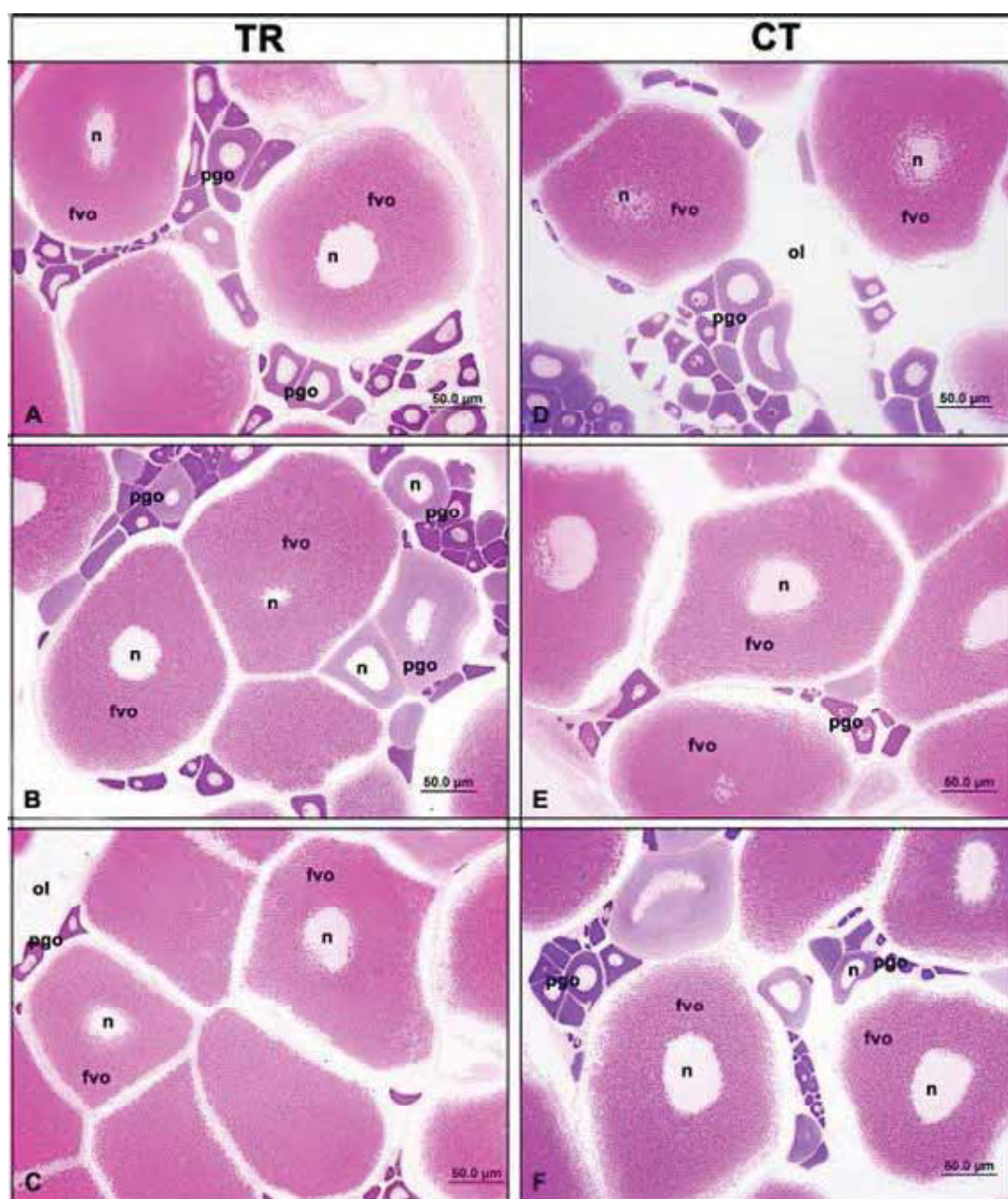


Figura 36. Análise histológica dos ovários de *P. maculatus* nos meses de dezembro 2008, janeiro 2009 e fevereiro de 2009, (A – dezembro/2008, B janeiro/2009 e C fevereiro/2009–TR); (D - dezembro/2008, E - janeiro/2009 e F - fevereiro/2009 – CT) onde: pré - vitelogênicos (pgo); ovócitos em crescimento primário (pgo); ovócitos em crescimento secundário com vitelogênese final (fvo).

4.4. A dinâmica do crescimento

As análises da dinâmica de crescimento foram realizadas somente para a espécie *A. affinis*, por apresentar suficiência amostral. Assim, estabeleceu-se histogramas de distribuição mensal de frequência do comprimento padrão por ano, utilizando o programa FiSAT II, para ambos os trechos de estudo (Figs. 37, 38), na qual confirmou-se crescimento superior dos exemplares do trecho CT ($k=1,90$) em relação ao TR ($k=0,88$) (Fig. 39).

Ainda, foi possível determinar os valores dos parâmetros das curvas de comprimento padrão com base no modelo matemático de Von Bertalanffy (L_{∞} =crescimento máximo assintótico, em cm; k =taxa de crescimento, em anos), mas considerando o valor t_0 = zero, onde o trecho controle apresentou maiores valores de crescimento em relação ao tanque-rede (Fig. 40).

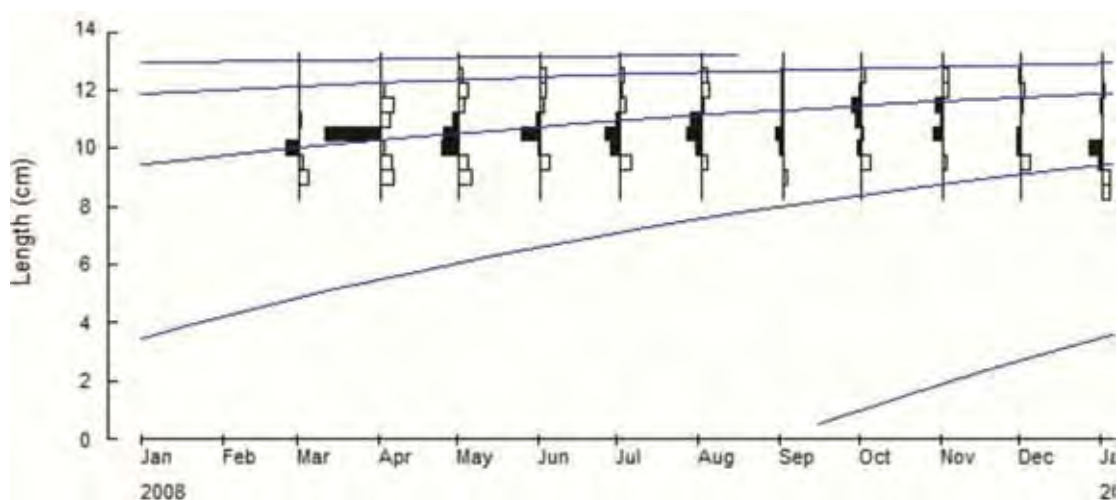


Figura 37. Distribuição mensal de comprimento padrão e ajuste para obtenção da curva de crescimento em comprimento padrão para a população de *A. affinis* no trecho TR, na represa de Chavantes, SP/PR. FiSAT II (GAYANILO & PAULY, 1998).

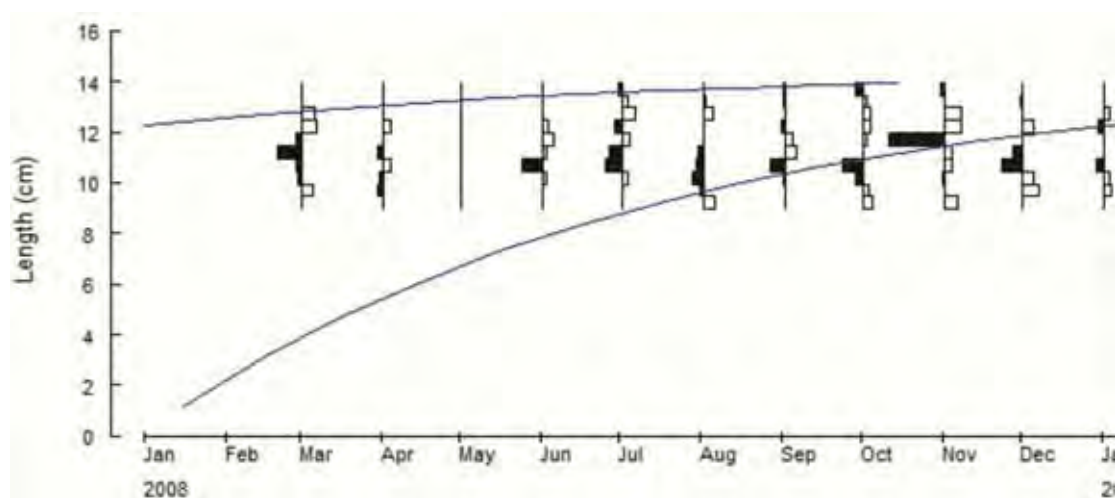


Figura 38. Distribuição mensal de comprimento padrão e ajuste para obtenção da curva de crescimento em comprimento padrão para a população de *A. affinis* no trecho CT, na represa de Chavantes, SP/PR. FiSAT II (GAYANILO & PAULY, 1998).

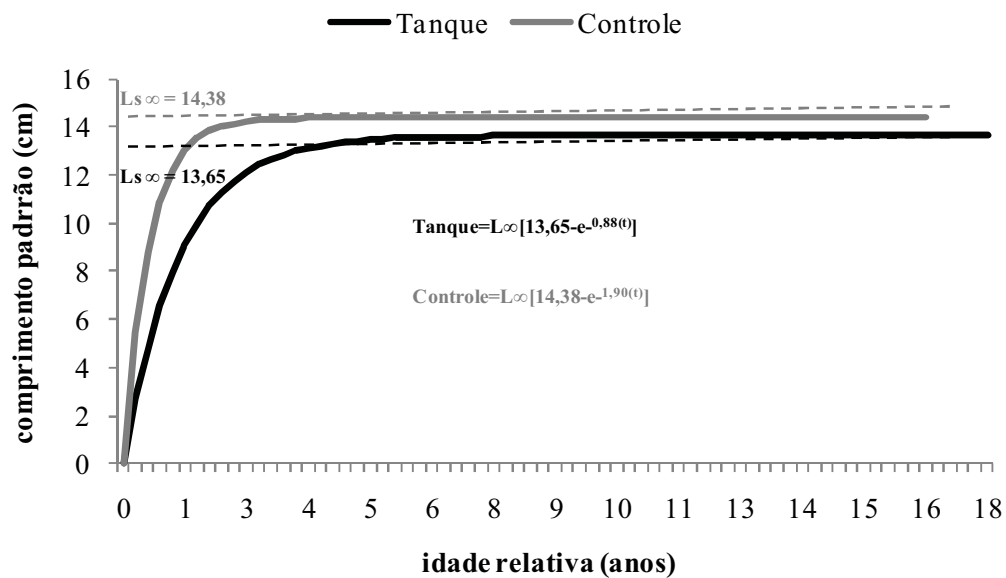


Figura 39. Curva de crescimento em comprimento padrão ($L_s = \text{cm}$) para *A. affinis* - Comprimento padrão dos trechos TR e CT ajustado pelo modelo de Von Bertalanffy - método dedutivo (SANTOS, 1978).

Ainda, na Figura 38 a-b observou-se os parâmetros, coeficientes angulares e lineares, da expressão matemática das taxas de crescimento em função do comprimento médio para os trechos TR e CT. As diferenças dos coeficientes angulares e lineares foram testadas com * (teste T de Student - $p > 0,05$), mostrando-se diferentes estatisticamente.

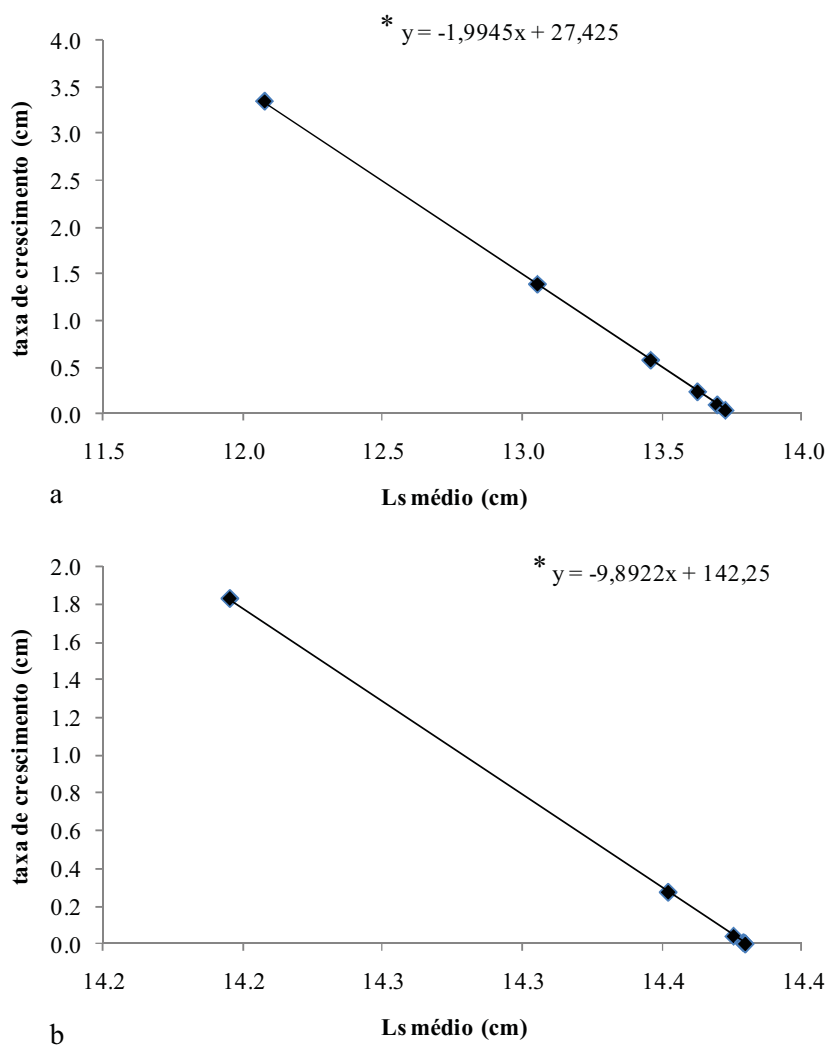


Figura 40. Taxas de crescimento em comprimento padrão em função do comprimento médio, (Ls=comprimento padrão cm) para as populações de *A. affinis* nos trechos TR (a) e CT (b) ao longo dos anos (idade relativa). * = teste T de Student, $p > 0,05$, diferença estatisticamente significativa.

5. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo mostraram diferenças significativas na abundância numérica das três populações de peixes (*A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii*) do trecho TR em relação ao CT. O registro da elevada abundância numérica e biomassa, pode mostrar que o processo de atratividade e colonização na área sob influência da piscicultura foi eficiente, dado que houve quase sempre a maior captura de espécimes no trecho TR em relação ao CT, o que pode estar diretamente relacionado com o *input* secundário de matéria e energia proveniente da piscicultura (HAKANSON, 2005).

A hipótese é que a abundância aumentou na região dos tanques-rede em função do *input* de ração e seus derivados no ecossistema que, dentre outras modificações, provocou um aumento no crescimento de algas (KELLY, 1993; KUBTIZA, 1999; DIAZ *et al.*, 2001; MANNINO & SARA, 2007) e perifiton, como constatado nas telas laterais da estrutura dos tanques-rede. Esta adicional entrada de biomassa, fitoplanctônica, certamente favoreceu a colonização por novas espécies de peixes com hábito alimentar detritívoro, como é o caso de *A. affinis* (CASSATI *et al.*, 2003; TEXEIRA & BENNEMANN, 2007), mas que mudou sua dieta alimentando-se de ração (BRANDÃO, dados não publicados – capítulo 1).

Esse tipo de interferências ecológicas, induzidas por atividades de piscicultura em tanques-redes, foi avaliado em diversas regiões do mundo, tanto em ambientes marinhos como de águas continentais (BEVERIDGE, 1996; DEMPSTER *et al.*, 2002; MENEZES & BEYRUTH, 2003, NICKELL *et al.*, 2003; BOYRA *et al.*, 2004; HAKANSON, 2005; GIANNOULAKI, 2005; KUTTI, 2008). A maioria desses autores enfatiza a ocorrência de um aumento seletivo da abundância dos organismos que colonizam esses novos ecossistemas, mas não na diversidade *lato sensus*. Esta mesma situação foi detectada em estudo associado (NOBILE, 2010) sobre os atributos ecológicos da ictiofauna sob

influência deste sistema de tanques-rede. Este autor mostrou que o TR apresentou menor diversidade/riqueza de espécies e uma maior dominância, justamente devido à maior abundância de *A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii* em relação ao CT.

Outra abordagem deste estudo foi utilizar algumas ferramentas da biologia populacional e reprodutiva, para indicar as interferências do sistema de tanques-rede. Especificamente, para *A. affinis* foram observadas diferenças no tamanho médio dos exemplares, considerando sexos agrupados e separados, entre os trechos TR e CT, sendo estatisticamente menores na área sob influência da piscicultura. Ainda, mesmo com as restrições biológicas (seletividade amostral) da aplicação empírica do modelo de Von Bertalanffy, para o ajuste das curvas de crescimento em comprimento padrão e também das taxas de crescimento relativa, pode-se constatar que os valores de seus parâmetros (K e L_{∞}) foram significativamente maiores na população do trecho CT. Neste sentido, a expectativa era de que esta população de *A. affinis* do trecho TR deveria ou crescer mais ou até se reproduzir precocemente.

Uma das hipóteses que poderiam explicar este maior crescimento da população do CT pode estar relacionada com a predação seletiva exercida, quase exclusivamente, por um número maior de exemplares de *G. knerii*, que também apresentaram tamanhos médios maiores, no trecho TR em relação ao CT. Esta hipótese se torna mais plausível, visto que foi registrada uma quantidade considerável de *A. affinis* nos seus conteúdos estomacais (BRANDÃO, dados não publicados – capítulo 1). Ainda, deve-se salientar que a espécie *G. knerii* sofre pouca pressão seletiva de pesca, visto que praticamente não tem valor comercial/culinário.

Neste mesmo enfoque, quando se faz esta comparação para os exemplares *P. maculatus* observou-se a mesma tendência, isto é, o tamanho médio das populações do TR foi menor que a de CT. Tudo indica, que o fato esta relacionado à forte pressão exercida

pela pesca esportiva/artesanal no entorno da piscicultura, na qual o pescador faz a escolha por exemplares de maior porte, devolvendo ao meio aquático os menores.

Contudo, em estudo similar nesta represa, mas em outro empreendimento de piscicultura, foi registrado para essas três espécies selecionadas (*P. maculatus*, *A. affinis* e *G. kneri*) maiores valores de tamanhos médios no trecho TR em relação ao CT (RAMOS, 2009). Estes maiores tamanhos para as populações de peixes residentes, junto a esta outra piscicultura certamente, estão relacionadas a três fatores: 1) maior tempo de atividade, somando oito anos, 2) porte da piscicultura, com mais de 500 tanques-rede e, 3) intensa fiscalização da pesca esportiva na área dos tanques-rede (CARVALHO, inf. pessoal).

A proporção entre os sexos, por mês e agrupado, diferiu de 1:1 para as três espécies, com o predomínio sempre de fêmeas independente do trecho e das espécies analisadas (exceto no mês jul/2008 no trecho CT para *G. kneri*). Contudo, não se percebe um padrão nestas proporções, a não ser a predominância das fêmeas. Isso pode sugerir duas situações: 1) as espécies seguem uma aleatoriedade amostral, ou 2) mostram diferentes táticas reprodutivas (BALON, 1984; WINEMILLER, 1989; VISMARA *et al.*, 2004), que estão diretamente ligadas ao comportamento de cada espécie.

A predominância de fêmeas pode ser uma tática para garantir uma maior chance de sucesso na reprodução. NIKOLSKY (1969) e BARBIERI *et al.* (2004), argumentaram que se o alimento disponível é adequado para satisfazer as exigências dos peixes, o resultado final será um aumento da população de fêmeas e, conseqüentemente, uma maior taxa de recrutamento. Nesta linha de raciocínio pode-se inferir que a maior abundância de capturas junto ao sistema de tanques-rede pode representar, além da atratividade natural, uma maior taxa de recrutamento.

A análise de co-variância (ANCOVA) relacionando o comprimento padrão com peso total e peso da carcaça, detectou diferenças entre as populações e sexos do trecho TR

e CT apenas para *P. maculatus*, demonstrando mais uma evidência da influência direta (aporte de alimento) ou indireta (pressão da pesca) das atividades da piscicultura nesta população. Para *G. knerii* detectou-se diferenças apenas entre os sexos, e para *A. affinis* não foram observadas diferenças significativas nesta análise.

Com relação ao tipo de crescimento, a espécie *A. affinis* revelou um crescimento alométrico negativo independente do trecho analisado. Este mesmo tipo de crescimento foi registrado por BENEDITO-CECILIO *et al.* (1997) e OLIVA-PATERNA *et al.* (2009) para peixes do Rio Paraná e do Rio Paranapanema (represa de Jurumirim). No entanto, MELLO *et al.* (2009), detectou crescimento isométrico para uma população do rio Uruguai. Já as populações de *P. maculatus* do trecho TR e CT, apresentaram crescimento alométrico positivo, tipo de crescimento também determinado em outro estudo nesta mesma represa (RAMOS, 2009). Contudo, a alometria negativa (2,85) foi registrada por OLIVA-PATERNA *et al.* (2009) na população de Jurumirim. Para as populações de *G. knerii*, independente do trecho ou até represa (Chavantes ou Jurumirim) o crescimento alométrico positivo se mantém (OLIVA-PATERNA *et al.*, 2009 e presente estudo).

No entanto, quando se correlaciona o peso da carcaça com o comprimento padrão, o tipo de crescimento da população de *P. maculatus*, independente do sexo, se mostrou isométrico, o que pode indicar que a espécie está aproveitando a energia proveniente da piscicultura para o crescimento das gônadas, conforme será visto na abordagem do fator de condição. Os resultados dos diferentes tipos de crescimento observados nas três espécies indicam que as populações respondem às condições ambientais locais com relação à alimentação, o que pode alterar sua condição física refletindo nos valores de alometria (ARAÚJO & VICENTINI, 2001).

Em termos do fator de condição, para a população de *A. affinis* agregadas ao redor dos tanques-rede, registrou-se maiores valores médios do fator de condição, individual e

corrigido 2, sugerindo que a espécie está aproveitando diretamente a ração, perdida para o meio aquático (BRANDÃO, dados não publicados – capítulo 1), para o seu crescimento somático (NIKOLSKY 1969; VAZZOLER, 1996; CUSHING, 1998; GOMIERO & BRAGA, 2005). Todavia, para o fator de condição corrigido 1 (sem gônadas) não revelou diferença estatística entre as fêmeas dos trechos TR e CT. Entretanto, o potencial reprodutivo da população do trecho TR mostrou-se com um número maior de ovócitos, mas de menores tamanhos médios com seus ovários mantendo volumes (peso) similares ao do trecho CT, possivelmente, por este motivo não foi detectado diferenças significativas.

Para a população de *P. maculatus* do trecho TR registrou-se maiores valores médios do fator de condição individual considerando sexos agrupados, fêmeas e machos em relação ao trecho CT. Quando considerado o fator de condição corrigido 2 para os machos e para sexos agrupados também registrou-se maiores valores no trecho TR. Este fato pode ser interpretado de duas formas: 1) os machos estão aproveitando a fonte de matéria e energia proveniente da piscicultura para o seu crescimento somático, e 2) as fêmeas podem estar aproveitando essa nova fonte de alimento para a maior produção dos ovócitos conforme discute VAZZOLER (1996).

Para *G. knerii* não foi diagnosticada diferenças significativas nos valores médios do fator de condição médio, individual e corrigido $K' 2$, em nenhuma das comparações (loais e sexos), fato que pode estar ligado à um baixo número de indivíduos capturados.

Para as inferências do período reprodutivo, com base no IGS, a população *A. affinis* apresentou uma maior amplitude de tempo no trecho TR (outubro a janeiro) em relação ao trecho CT (outubro a dezembro). A análise da frequência mensal dos estádios de maturidade das gônadas revelou maiores frequências de fêmeas maduras no trecho TR. Estas táticas reprodutivas podem indicar uma vantagem da população do trecho TR em

relação ao CT. Além disso, durante quase todo o ciclo anual foram registrados fêmeas maduras, em ambos os trechos, indicando que a espécie apresenta desova parcelada.

Nesta óptica, RATTON *et al.* (2003) mostra também os picos reprodutivos de IGS desta espécie entre dezembro e março para populações do Rio Grande (Alto Paraná). Estas diferenças temporais indicam a plasticidade do processo reprodutivo, sugerindo que tais eventos podem-se modificar dependendo das condições do ambiente local.

Para as fêmeas da espécie *P. maculatus*, foram registrados os maiores picos de IGS entre dezembro a fevereiro, em ambos os trechos. A análise da frequência mensal dos estádios de maturidade das gônadas mostrou as maiores frequências de fêmeas maduras em fevereiro, também para ambos os trechos, reforçando as análises do IGS. Esse mesmo período reprodutivo para esta espécie também foi registrado no rio Jaguari por GODINHO *et al.* (1977), todavia, a literatura também relata outubro e fevereiro como período reprodutivo no rio Jaguari e na represa de Volta Grande (BASILE MARTINS *et al.*, 1975 e BRAGA, 2000). Embora, neste estudo tenham sido registradas fêmeas maduras de *P. maculatus* apenas no período das chuvas, a mesma também é considerada uma espécie com desova parcelada (BASILE-MARTINS *et al.*, 1975; GODINHO *et al.*, 1977; BAZZOLI *et al.*, 1997).

As análises histológicas para as amostras de fêmeas de *P. maculatus* dos trechos TR e CT evidenciaram elevada quantidade de gônadas que apresentaram ovócitos em fase de vitelogênese intermediária, demonstrando que os indivíduos estão em fase de maturação avançada. Portanto, considerando os critérios de classificação segundo BROWN-PETERSON *et al.* (2010), os indivíduos estariam aptos a desovar na dependência de um “gatilho ambiental” para finalizar o seu processo reprodutivo migratório.

Para tanto, a hipótese é de que estas populações podem estar utilizando a área da piscicultura apenas para alimentação e, posteriormente, realizando migrações em busca dos

tributários mais próximos para desova (DEITOS, 2002; AGOSTINHO *et al.*, 2007). Situação similar também foi observada por RAMOS (2009) nesta represa, porém o autor registrou poucas fêmeas maduras na área da piscicultura. Além disso, BRAGA (2001) observou para esta espécie apenas atividade alimentar no corpo principal da represa de Volta Grande-MG, porém ausência de atividade reprodutiva, o que reforça a nossa hipótese da espécie estar utilizando a área dos tanques-rede para se alimentar e buscando tributários para desova.

Para *G. knerii* só foram registrados indivíduos maduros no TR, caracterizando seu período reprodutivo com base nos maiores picos de IGS nos meses de outubro e novembro, e com as análises de frequências de indivíduos com gônadas maduras, que também evidenciou maior frequência no mês de outubro (1,9%). Entretanto, foram registrados poucos indivíduos maduros, sendo necessários mais estudos para afirmar com segurança o período reprodutivo desta espécie. Sobretudo, o fato de ter sido registrado animais maduros apenas no trecho TR, nos permite inferir mais uma vez, que estes empreendimentos exercem influência na dinâmica das populações de peixes residente no ecossistema.

Com relação à comparação do potencial reprodutivo, tanto para *A. affinis* quanto *P. maculatus*, observou-se maiores valores no trecho TR em comparação com o CT. Porém, estas duas espécies produziram ovócitos de menores tamanhos no trecho TR. Este fato pode estar relacionado com a tática reprodutiva das espécies, caracterizado por ovócitos pequenos e aptos a serem desovados no ambiente em menor tempo e em grandes quantidades, cumprindo assim, parte de seu ciclo de vida. Ressalta-se que a população de *A. affinis* do trecho TR, apresentou fecundidade relativa inferior ao CT, que pode ser explicado, por terem realizados uma maior quantidade de desova, interferindo no número de ovócitos no momento da estimativa da fecundidade. AGOSTINHO *et al.* (2007),

argumentam que ovos pequenos e de desenvolvimento rápido são componentes da estratégia reprodutiva de peixes em represas artificiais, o que reforça esta hipótese.

Com base nos resultados obtidos, pode demonstrar a interferência induzida pelo aporte de alimento na mudança destas e outras táticas de vida das populações agregadas a este sistema de tanques-rede e suas interfaces com a predação natural e pesca.

6. CONCLUSÕES

Com base nas análises apresentadas neste capítulo, pode-se afirmar que as atividades de piscicultura em tanques-rede causam interferências diretas e indiretas em vários parâmetros biológicos (estrutura populacional e dinâmica reprodutiva) das três espécies (*A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerri*) mais abundantes no trecho TR. Assim, os dados permitem destacar as seguintes conclusões:

- a) Elevada abundância numérica e biomassa das três espécies de peixes na área dos tanques-rede em relação ao trecho controle;
- b) População de *A. affinis* e *P. maculatus* de menores tamanho no trecho TR, sendo: *A. affinis* devido à predação por *G. knerii* e *P. maculatus* devido à pressão da pesca esportiva/artesanal.
- c) Especificamente, para *A. affinis* e *P. maculatus* foi registrado maior fator de condição e período reprodutivo mais prolongado no trecho TR, em função da entrada de energia (ração) disponibilizada pelo empreendimento;
- d) Para *P. maculatus*, os resultados do estudo sobre reprodução indicam que em termos histológicos essa espécie está apta a desovar na área dos tanques-rede, entretanto, possivelmente, a mesma acumula energia em forma de ovócitos e busca tributários mais próximos para realização da desova;
- e) As espécies, *A. affinis* e *P. maculatus*, apresentaram maior potencial reprodutivo e ovócitos menores no trecho TR em relação ao CT, o que indica desenvolvimento de táticas reprodutivas, em função da energia (ração) disponibilizada pela piscicultura.

Portanto, a presença de tanques-rede no ecossistema aquático altera consideravelmente a estrutura populacional e dinâmica reprodutiva dos peixes residentes, como observado nas três espécies estudadas. Sugere-se a necessidade de monitoramentos permanentes e controles administrativos para o estabelecimento das pisciculturas em

tanques-rede, para evitar alterações indesejadas nas assembléias de peixes como, por exemplo, o declínio da diversidade de peixes.

Assim, este estudo oferece um ponto de partida como uma ferramenta para a concepção de estratégias de gestão e planos futuros para a conservação da ictiofauna de águas continentais.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501p.

ARAÚJO, F.G.; VICENTINI, R.N. Relação peso comprimento da corvina *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Pisces, Sciaenidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira Zoologia**, v.18, n.1, p.133-138, 2001.

APPELBERG, M. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets – Fiskeriverket information. (Eds.). **Karl Olov Öster**, 2000. p.15.

AYRES, M.; AYRES JUNIOR, M.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.A.S. **BioEstat, versão 5.0: aplicações estatísticas nas áreas biomédicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, MCT – CNPq, 2007.

AYROZA, D.M.M.R.; FURLANETO, F.P.B.; AYROZA, L.M.S. Regularização de projetos de cultivo de peixes em tanques-rede no estado de São Paulo. **Panorama da Aqüicultura**, v.16, n.94, p.38-42, 2006.

BALON, E.K. Patterns in the evolution of reproductive styles in fishes. In: POTTS, G.W.; WOOTTON, R.J. (Eds.). **Fish reproduction: strategies and tactics**. London: Academic Press, 1984. p.35-53.

BARBIERI, G.; SALLES, A.F.; CESTAROLLI, M.A.; TEIXEIRA-FILHO, A.R. Estratégias reprodutivas do dourado, *Salminus maxillosus*, e do curimatã, *Prochilodus lineatus*, no rio Mogi Guaçu, Estado de São Paulo, com ênfase nos parâmetros matemáticos da dinâmica populacional. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.26, n.2, p.169-174, 2004.

BASILE-MARTINS, M.A.; GODINHO, H.M.; FENERICH, N.A.; BARKER, J.M.B. Influência de fatores abióticos sobre a maturação dos ovários de *Pimelodus maculatus* Lac. 1803 (Pisces, Siluroidei). **Boletim do Instituto de Pesca**, v.4, p.1-14, 1975.

BAZZOLI, N.; CANGUSSU, L.C.V.; RIZZO, E.; SANTOS G.B. Reprodução e desova de mandis *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus* (Pisces, Pimelodidae) nos reservatórios de Furnas, Marimbondo e Itumbiara. **Bioscience**, v.5, p.7-15, 1997.

BENEDITO-CECILIO, E.; AGOSTINHO, A.A. Estrutura das populações de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Eds.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997. p.115-139.

BEVERIDGE, M.C.M. **Cage aquaculture**. 3.ed. Oxford: Fishing News Books, 2004. 368p.

BEVERIDGE, M.C.M. **Cage aquaculture**. 2.ed. Oxford: Fishing News Books, 1996. 346p.

BEVERTON, R.J.H.; HOLT, S.J. **On the dynamics of exploited fish populations**. London: Chapman and Hall, 1957. 533p.

BOYRA, A.; SANCHEZ-JEREZ, P.; TUYA, F.; ESPINO, F.; HAROUN, R. Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canária, Canary Islands. **Environmental Biology of Fishes**, v.70, n.4, p.393-401, 2004.

BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; GHAZZI, S.M (Eds.). **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional; Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007. 195 p.

BRAGA, F.M.S. Reprodução de peixes (Osteichthyes) em afluentes do reservatório de Volta Grande, Rio Grande, Sudeste do Brazil. **Iheringia Série Zoologia**, v.91, p.67-74, 2001.

BRAGA, F.M.S. Biologia e pesca de *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae), no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MG-SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.12, p.1-14, 2000.

BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.Z.S.; LOPES, B.S. **Peixes do Pantanal**: manual de identificação. Brasília: Embrapa-SP, 1999. 184p.

BRITSKI, H.A.; SATO, Y.; ROSA, A.B.S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco)**. 3.ed. Brasília: Câmara dos Deputados, CODEVASF, 1988. 143p.

BRITSKI, H.A. Peixes de água doce do Estado de São Paulo. In: COMISSÃO INTERESTADUAL DA BACIA PARANÁ-URUGUAI. **Poluição e piscicultura**: notas sobre poluição, ictiologia e piscicultura. São Paulo: USP, Instituto de Pesca da C.P.R.N., 1972. p.79-108.

BROWN-PETERSON, N.; WYANSKI, D.M.; LOWERRE-BARBIERI, S.K.; SABORIDO-REY, F.; TOMKIEWICZ, J.; MACEWICZ, B.J. A standarlized terminology for describing reproductive development in fishes.In: WYANSKI, D.M.; BROWN-PETERSON, N.J. (Eds.). **WORKSHOP ON GONADAL HISTOLOGY OF FISHES**, 4., 2010, El Puerto de Santa Maria. **Proceedings** El Puerto de Santa Maria, 2010. p.224-229. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10261/24937>>.

CARVALHO, E.D.; MARCUS, L.R.; FORESTI, F.; SILVA, V.F.B. Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.17, n.1, p.45-56, 2005.

CASATTI, L.; MENDES, H.F.; FERREIRA, K.M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.63, p.213-222, 2003.

CUSHING, D.H. **Fisheries biology**: a study in population dynamics. Winconsin: Univiversity of Winconsin Press, 1981. 295p.

DAVID, G. S.; VERANI, J. R.; COUTINHO, R.; GRASSIOTTO, I. Q. The reproductive Biology of *Diplodus argenteus* (Teleostei, Sparidae) in the coastal upwelling system of Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brazil. **African Journal of Marine Science**, Africa do Sul, p. 0-15, 2005.

DEITOS, C.; BARBIERI, G.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; SUZUKI, H.I. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. **Cybium**, v.26, p.275-282, 2002.

DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.T.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; VALLE, C. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. **Marine Ecology Progress Series**, v.242, p.237-252, 2002.

DIAZ, M.M.; TEMPORETTI, P.F.; PEDROZO, F.L. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura reservoir (Patagonia, Argentina). **Lakes & Reservoirs Research & Manage**, v.6, p.151-158, 2001.

DUKE ENERGY. **Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes**, 2002. v.1.

ECHE, L.M.F. **Cultivo de peixes em tanques-rede**: efeito sobre a energia e a estrutura trófica em ambientes aquáticos. 2008. 48f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

GAYANILO JUNIOR, F.C.; PAULY, D. (Eds.). **Fao-ICLARM stock assessment tools (FiSAT)**. Rome: FAO, 1998. 262p. (Reference manual FAO computerized information series Fisheries, 8).

GIANNOULAKI, M.; MACHIAS, A.; SOMARAKIS, S.; KARAKASSIS, I. Wild fish spatial structure in response to presence of fish farms. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v.85, p.1271-1277, 2005.

GODINHO, H.M.; BASILE-MARTINS, M.A.; FENERICH, N.A.; NARAHARA, M.Y. Fecundidade e tipo de desova do mandi, *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Pisces, Siluroidei). **Revista Brasileira de Biologia**, v.37, p.737-744, 1977.

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. Relação peso-comprimento e fator de condição de *Brycon opalinus* (Pisces, Characiformes) no Parque Estadual da Serra do Mar-Núcleo Santa Virgínia, Mata Atlântica, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.28, n.2, p.135-141, 2006.

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. The condition factor of fishes from two river basins in São Paulo state, Southeast of Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.27, n.1, p.73-78, 2005.

GURGEL, H.C.B. 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**, v.21, n.1, p.131-135, 2004.

HÅKANSON, L. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. **Lakes & Reservoirs Research & Manage**, v.10, p.71-80, 2005.

HOLZBACH, A.J.; BAUMGARTNER, G.; BERGMANN, F.; NETO, L.B.R.; BAUMGARTNER, D.; SANCHES, P.V.; GUBIANI, E.A. Caracterização populacional de *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948) (Characiformes, Curimatidae) no rio Piquiri. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.27, n.4, p.347-353, 2005.

KARAKASSIS, I.; PITTA, P.; KROM, M.D. Contribution of fish farming to the nutrient loading of the Mediterranean. **Scientia Marina**, v.69, p.313-321, 2005.

KARAKASSIS, I.; TSAPAKIS, M.; SMITH, C.J.; RUMOHR, H. Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profiling imagery. **Marine Ecology Progress Series**, v.227, p.125-133, 2002.

KARAKASSIS, I.; TSAPAKIS, M.; HATZIYANMI, E.; PAPADOPOULOU, K.N.; PLAITI, W. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. **Journal of Marine Science**, v.57, p.1462-147, 2000.

KELLY, L.A. Release rates and biological availability of phosphorus released from sediments receiving aquaculture wastes. **Hydrobiologia**, v.253, p.367-372, 1993.

KING, M. Fisheries Biology, Assessment and Management. 2.ed. Blackwell Publishing, 2007. 382p.

KUBTIZA, F. Tanques-rede, rações e impacto ambiental. **Panorama da Aqüicultura**, v.9, p.44-50, 1999.

KURKILAHTI, M.; APPELBERG, M.; HESTHAGEN, T.; RASK, M. Effect of fish shape on gillnet selectivity; a study with Fulton's condition factor. In: KURKILAHTI, M: Nordic Multimesh gillnet – Robust gear for sampling fish populations. Ph.D. thesis, University of Turku, Finland.

KUTTI, T. A aquicultura estimulando a vida animal. **Panorama da Aquicultura**, v.18, p.18-19, 2008.

LE CREN, E.D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the Perch (*Perca fluviatilis*). **The Journal of Animal Ecology**, v.20, n.2, p.201-219, 1951.

MACHIAS, A.; GIANNOULAKI, M.; SOMARAKIS, S.; MARAVELIAS, C.D.; NOFITOU, C.; KOUTSOUBAS, D.; PAPADOPOULOU, K.N.; KARAKASSIS, I. Fish farming effects on local fisheries landings in oligotrophic seas. **Aquaculture**, v.261, p.809-816, 2006.

MACHIAS, A.; KARAKASSIS, I.; SOMARAKIS, S.; GIANNOULAKI, M.; PAPADOPOULOU, K.N.; SMITH, C. The response of demersal fish communities to the presence of fish farms. **Marine Ecology Progress Series**, v.288, p.241-250, 2005.

MACHIAS, A.; KARAKASSIS, I.; LABROPOULOU, M.; SOMARAKIS, S.; PAPADOPOULOU, K.N.; PAPACONSTANTINO, C. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. **Estuarine Coastal Shelf Science**, v.60, p.771-779, 2004.

MANNINO, A.M.; SARA, G. Effects of fish-farm biodeposition on periphyton assemblages on artificial substrates in the southern Tyrrhenian Sea (Gulf of Castellammare, Sicily). **Aquatic Ecology**, v.42, p.575-581, 2008.

MELLO, T.; VIDAL, N.; GONZALEZ-BERGONZONI, I.; IGLESIAS, C. Length-weight relationships of eight fish species from the lower section of the Uruguay River (Rio Negro, Uruguay). **Journal Applied Ichthyology**, v.25, p.128-129, 2009.

MENEZES, L.C.B.; BEYRUTH, Z. Impactos da aquicultura em tanques-rede sobre a comunidade bentônica de Guarapiranga - São Paulo - SP. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.29, n.1, p.77-86, 2003.

NELSON, J.S. **Fishes of the world**. 4.ed. New York: John Wiley & Sons, 2006. 600p.

NICKELL, L.A.; BLACK, K.D.; HUGHES, D.J.; OVERNELL, J.; BRAND, T.; NICKELL, T.D.; BREUER, E.; HARVEY, S.M. Bioturbation, sediment fluxes and benthic community structure around a salmon cage farm in Loch Creran, Scotland. **Journal of Experimental Marine Biology Ecology**, v.285-286, p.221-233, 2003.

NIKOLSKY, G.V. **Theory of fish populations dynamics**: as the biological background for rational exploitation and management of fishery resources. Edimburg: Oliver & Boyd, 1969. 323p.

NOBILE, A.B. **A ictiofauna agregada a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): composição de espécies e atributos ecológicos.** 2010. 81f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

OLIVA-PATERNA, F.J.; TORRALVA, M.; CARVALHO, E.D. Length–weight relationships for 20 species collected in the Jurumirim reservoir (Paranapanema Basin, Brazil). **Journal Applied Ichthyology**, v.25 p.1- 2, 2009.

ORSI, M.L. Estratégias reprodutivas de peixes. São Paulo: Edgard Blucher. p. 115, 2010

ORSI, M.L.; SHIBATTA, O.A.; SILVA-SOUZA, A.T. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In: MEDRI, M.E.; SHIBATTA, O.A.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J.A. (Eds.). **A bacia do Rio Tibagi.** Londrina: Edição dos Editores, 2002. p.425-432.

PITTA, P.; APOSTOLAKI, E.T.; GIANNOULAKI, M.; KARAKASSIS, I. Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. **Estuarine Coastal Shelf Science**, v.65, p.501-512, 2005.

RAMOS, I.P. **Aspectos da biologia populacional de *Pimelodus maculatus*, (Teleostei: Siluriformes) sob influência de sistemas de piscicultura em tanques-rede.** 2009. 131f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.

RAMOS, I.P.; VIDOTTO-MAGNONI, A.P.; CARVALHO, E.D. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.20, n.3, p.245-252, 2008.

RATTON, T.F.; BAZZOLI, N.; SANTOS, G.B. Reproductive biology of *Apareiodon affinis* (Pisces: Parodontidae) in the Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. **Journal Applied Ichthyology**, v.19, p.387-390, 2003.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JUNIOR, C.J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America.** Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 742p.

SAMPAIO, T. Relatório dos rios Itapetininga e Paranapanema. **Revista do Instituto Geográfico e Geológico**, v.2, n.3, p.30-81, 1944.

SANTOS, E.P. **Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura.** São Paulo: EDUSP, 1978. 129p.

SANTOS, S.L.; VIANA, L.F.; LIMA-JUNIOR, S.E. Fator de condição e aspectos reprodutivos de fêmeas de *Pimelodella cf. gracilis* (Osteichthyes, Siluriformes, Pimelodidae) no rio Amambai, Estado de Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.28, n.2, p.129-134, 2006.

SPARRE, P. & VENEMA, S.C. Introduction to tropical fish stock assessment, Part I: Manual - FAO. Rome, 1998.

SECRETARIA ESPECIAL AQUICULTURA E PESCA - SEAP. Disponível em: <<http://www.presidencia.gov.br/seap/>>. Acesso em: set. 2006.

SUZUKI, H.I.; AGOSTINHO, A.A. Reprodução de peixes do Reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Eds.). **Reservatório de Segredo**: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997. p.163-182.

TEIXEIRA, I.; BENNEMANN, S.T. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.7, n.2, p.67-76, 2007.

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

VICENTINI, R.N.; ARAÚJO, F.G. Sex ratio and size structure of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Perciformes, Sciaenidae) in Sepetiba bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.26, n.2, p.175-179, 2004.

VISMARA, M.R.; BENEDITO-CECILIO, E.; FARIA, A.C.E.A. Efeito da maturação gonadal sobre o conteúdo calórico e condição geral de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.26, n.2, p.189-199, 2004.

WALFORD, L.A. A new graphic method of describing the growth of animals. Biol. Bull. **Marine Biology Laboratory**, v.90, p.141-147, 1946.

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

YUCEL-GIER, G.; KUCUKSEZGIN, F.; KOCAK, F. Effects of fish farming on nutrients and benthic community structure in the Eastern Aegean (Turkey). **Aquaculture Research**, v.38, p.256-267, 2007.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall Editions, 1984. 718p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aquicultura em tanques-rede é uma opção zootécnica que vem ganhando relevância no cenário da produção de peixes no Brasil, a partir da instalação de empreendimentos de sistemas de criação de peixes em tanques-rede nas águas continentais. Entretanto, a recente expansão e o grande potencial existente para esta modalidade aquícola geram preocupações nos órgãos gestores das grandes bacias hidrográficas e na comunidade científica quanto aos possíveis impactos sobre a biota nativa.

PILLAY (2004) e BEVERIDGE (2006) enfatizam que estas atividades de piscicultura produzem uma quantidade considerável de efluentes, incluindo nutrientes, restos de alimentos e fezes, além de subprodutos como medicamentos e pesticidas, que são liberados no ambiente. Estes efluentes podem ter graus de impacto diferentes sobre o ecossistema aquático, conforme a quantidade liberada, diluição, tempo de liberação e capacidade de dispersão na coluna d'água (CARROL *et al.*, 2003; YOKOYAMA, 2003). Assim, o arraçoamento constitui a fonte primária de nutrientes, adicionando-os aos ecossistemas aquáticos na forma de fezes, excretas ou perdas de ração não consumida (ONO & KUBITZA, 2003). Esta disponibilidade de alimento pode levar alterações na produtividade potencial dos organismos aquáticos por meio de interações tróficas.

Tais informações justificam a importância de estudos dos impactos desse tipo de atividade humana (pisciculturas) na biota. Neste contexto, é importante conhecer e entender como funciona a fauna de peixes das bacias hidrográficas para posterior tomada de decisões pelos órgãos gestores. LANGEANI *et al.* (2009), argumenta que embora a ictiologia brasileira esteja vivendo um dos períodos mais produtivos de sua história, o conhecimento ictiofaunístico é ainda parcial e bastante desigual nas bacias hidrográficas do país. Portanto, tornam-se extremamente necessários estudos permanentes sobre os efeitos

das ações humanas nos ecossistemas, com intuito de estar sempre promovendo o desenvolvimento sustentável.

Outro fator preponderante para que sejam realizados estudos permanentes do que diz respeito à fauna de peixes, é a sua relevância como um dos componentes mais evidentes da diversidade biológica, no que se refere ao represamento, pois possui importância social e econômica que estão associados a atividades de pesca e a uma importante fonte de proteína animal para alimentação humana (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

Dentro deste contexto, para a represa de Chavantes, os resultados deste estudo mostraram que as atividades de piscicultura, devido o manejo de arrazoamento, modificaram as condições biológicas naturais das espécies *A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii* em relação ao seu tipo de dieta e também em alguns parâmetros da biologia populacional e reprodutiva. Embora este trabalho só apresente dados qualitativos da fauna de peixes residente antes da instalação do empreendimento, as amostragens foram realizadas junto com a instalação dos tanques-rede, e, portanto, foi possível verificar que o empreendimento influencia de forma significativa a ictiofauna residente ao redor dos tanques-rede.

Ressalta-se que durante o processo de instalação da piscicultura foi registrado um elevado número de indivíduos e biomassa na área dos tanques-rede em relação ao controle, que pode ser explicado pela atratividade do sistema em função do aporte de ração. Isto foi evidenciado pelo elevado consumo desse recurso (ração) disponibilizado pelo empreendimento no ecossistema aquático por *P. maculatus* e *A. affinis* na região dos tanques-rede. Assim, possivelmente, ocorre uma distribuição espacial, permitindo a utilização da ração em suas dietas num mesmo ambiente, por meio da partilha de recursos.

Uma explicação para o sucesso dessas espécies é o oportunismo trófico. HAHN & FUGI (2008), argumentam que na maioria dos ambientes aquáticos, peixes de pequeno porte, com grande capacidade reprodutiva e alta plasticidade alimentar estão entre os mais abundantes, e são também um recurso alimentar disponível para os peixes piscívoros. Este fenômeno foi registrado para esta área da represa, evidenciado pela elevada quantidade de *A.affinis* na dieta de *G. knerii*, terceira espécie em importância numérica. Portanto, os peixes procuram as áreas próximas dos tanques, devido à entrada de alimento de origem alóctone (ração) ou autóctone (algas, zoobentos e peixes).

Outros resultados, importantes que demonstram a influência da piscicultura, foram o maior período reprodutivo de *A. affinis* e a ocorrência de fêmeas maduras da espécie *G. knerii* apenas na área dos tanques-rede. Além disso, registrou-se maior grau de higidez, potencial reprodutivo e ovócitos menores no trecho TR para *A. affinis* e *P. maculatus*, indicando uma estratégia reprodutiva das duas espécies em desenvolver seus ciclos de vida, uma vez que, peixes teleósteos possuem grande capacidade de ajuste a ambientes que variam amplamente no tempo e no espaço (VAZZOLER, 1996).

Especificamente, para a espécie *P. maculatus* no trecho TR, as análises histológicas evidenciaram que os indivíduos estão em fase de maturação avançada, portanto, estaria apto a desovar, o que indica que essa população pode estar utilizando a área dos TR apenas para alimentação, e posteriormente realizando migrações em busca dos tributários mais próximos para desova.

Ainda, observam-se três categorias tróficas predominantes ao redor do sistema de criação de peixes em tanque-rede: detritívora (*A. affinis*); onívora (*P. maculatus*) e piscívora (*G. knerii*), aproveitando o *input* de energia (ração) disponibilizado no ambiente pelo sistema de criação de peixes em tanques-rede. O fato das baixas ocorrências com base no número de indivíduos das demais categorias tróficas pode ser um indicativo que as

instalações físicas e manejo zootécnico, provocam modificações nas interações tróficas das espécies de peixes residentes.

Vários autores, em especial AGOSTINHO *et al.* (2007), argumentam que posições antagônicas em relação as pisciculturas motivadas por razões econômicas e políticas, tem prejudicado o entendimento popular sobre os reais prejuízos sócio-ambientais desta atividade. Somente um esforço conjunto entre a comunidade científica, os órgãos de imprensa e o governo permitirão o esclarecimento público dos problemas relacionados a esta atividade, inibindo iniciativas eleitoreiras e posturas negligentes do problema pelos tomadores de decisão.

A conservação e a preservação das espécies no ecossistema aquático são de extrema importância, pois quando se “quebra” um elo do fluxo de energia natural, pode-se provocar impactos ambientais, interferindo diretamente na vida dos homens, pois, ao eliminarmos um organismo de um dado ecossistema, seguramente, se instalará certo grau de desequilíbrio, na qual, torna-se muito difícil mensurar o tempo que o ambiente irá se restabelecer em seu processo natural.

Portanto, em especial para os ecossistemas aquáticos, fundamentais para vida no planeta, estudos ecológicos são de grande importância para os órgãos gestores dos recursos hídricos, pois proporcionam informações, no que diz respeito ao funcionamento do ecossistema, e principalmente, dos impactos antrópicos, para serem utilizadas como ferramentas de mitigação dos efeitos negativos provocados pelos sistemas de produção humana e elaboração de projetos com base no desenvolvimento sustentável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501p.

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage aquaculture**. 3.ed. Oxford: Fishing News Books, 2006. 368p.

CARROL, M.L.; COCHRANE, S.; FIELE, R.; VELVIN, R.; WHITE, P. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. **Aquaculture**, v.226, p.165-180, 2003.

HAHN, N.S.; FUGI, R. **Feeding and digestive functions of fishes**. Science Publisher, 2008. p.35-65

ONO, E. A; KUBITZA, F. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. 3 ed. Jundiaí, 2003. 112p.

PILLAY, T.V.R. **Aquaculture and the environment**. 2.ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 194p.

LANGEANI, F.; BUCKUP, P.A.; MALABARBA, L.R.; PY-DANIEL, L.H.R.; LUCENA, C.A.S.; ROSA, R.S.; ZUANON, J.A.S.; LUCENA, Z.M.S.; BRITTO, M.R.; OYAKAWA, O.T.; GOMES-FILHO, G. Estado da arte e perspectivas para a Zoologia no Brasil. In: ROCHA, R.M.; BOEGER, W. **Sociedade Brasileira de Zoologia**. Curitiba: Ed. UFPR, 2009. p.211-230.

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

YOKOYAMA, H. Environmental quality criteria for fish farms in Japan. **Aquaculture**, v.226, p.45-56, 2003.

ANEXOS

Ilustração dos exemplares de peixes mais importantes numericamente capturados ao redor do sistema de criação de peixes em tanques-rede na represa de Chavantes médio rio Paranapanema SP/PR.

A)



Figura 1. Exemplar de *Apareiodon affinis* (canivete) – fora de escala

B)



Figura 2. Exemplar de *Pimelodus maculatus* (mandi amarelo) – fora de escala

C)



Figura 3. Exemplar de *Galeocharax knerii* (peixe cadela) – fora de escala