

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E CONSERVAÇÃO

RENATA CASSEMIRO BIAGIONI

**AVALIAÇÃO DA COMPETIÇÃO ENTRE A ESPÉCIE NATIVA
Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824) E A EXÓTICA
Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) CONFINADAS EM
TANQUES EM DIFERENTES DENSIDADES**

SOROCABA

2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E CONSERVAÇÃO

RENATA CASSEMIRO BIAGIONI

**AVALIAÇÃO DA COMPETIÇÃO ENTRE A ESPÉCIE NATIVA
Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824) E A EXÓTICA
Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) CONFINADAS EM
TANQUES EM DIFERENTES DENSIDADES**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação da Universidade Federal de São Carlos para a obtenção do título de Mestre em Diversidade Biológica e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Petrere Jr.

Co-orientador: Dr. Sergio Henrique Canello Schalch

SOROCABA

2015

Biagioni, Renata Casseiro.
B576a Avaliação da competição entre a espécie nativa *Geophagus brasiliensis*
(Quoy & Gaimard, 1824) e a exótica *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)
confinadas em tanques em diferentes densidades / Renata Casseiro Biagioni.
-- 2015.
52 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, *Campus*
Sorocaba, Sorocaba, 2015.
Orientador: Miguel Petreire Jr.
Banca examinadora: George Mendes Taliaferro Mattox, Welber Senteio
Smith.
Bibliografia

1. Ecologia aquática. 2. Peixe - Comportamento. I. Orientador. II.
Sorocaba-Universidade Federal de São Carlos. III . Título.

CDD 577.6

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do *Campus* de Sorocaba.

RENATA CASSEMIRO BIAGIONI

**AVALIAÇÃO DA COMPETIÇÃO ENTRE A ESPÉCIE
NATIVA GEOPHAGUS BRASILIENSIS (QUOY & GAIMARD,
1824) E A EXÓTICA OREOCHROMIS NILOTICUS
(LINNAEUS, 1758) CONFINADAS EM TANQUES EM
DIFERENTES DENSIDADES**

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 30 de junho de 2015.**

Orientador:



Prof. Dr. Miguel Petrere Junior
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar

Examinadores:



Prof. Dr. George Mendes Taliaferro Mattox
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar



Dr. Welber Senteio Smith
Universidade de Sorocaba - UNISO

“A imensa satisfação intelectual, o imenso prazer de poder de fato entender por que as coisas são como são na natureza, nos abrem as portas para um eterno, inesgotável caso de amor com o mundo natural”

(Fernando Fernandez)

AGRADECIMENTOS

À Ufscar - campus Sorocaba, especialmente ao PPGDBC, pela oportunidade de crescimento pessoal e profissional proporcionado;

À Prefeitura de Sorocaba, por intermédio da Secretaria do Meio Ambiente, pelo apoio e oportunidade. Agradeço especialmente à Jussara Carvalho, José Murilo e Ana Rita;

Ao mestre Prof. Dr. Miguel Petreire Jr., pela orientação, pelo senso crítico e por compartilhar sua imensurável bagagem de conhecimento não só científico, mas também de vida. Agradeço ainda pela compreensão e paciência;

À APTA - Pindamonhangaba, especialmente ao Dr. Sergio Henrique Canello Schalch, co-orientador deste trabalho, por oferecer toda a estrutura para que este trabalho fosse possível, e aos funcionários e estagiárias que deram apoio à pesquisa: Fernanda Menezes, José Menino, José Chavone, João Roberto Rezende, Luis Roberto dos Santos e Olavo Monteiro;

Ao Prof. Dr. Welber Senteio Smith, grande parceiro, sempre presente que me incentiva a crescer cada vez mais. Agradeço as oportunidades, a confiança, o apoio e por ceder, inclusive, seu espaço no laboratório para que as análises de conteúdo estomacal pudessem ser realizadas;

Aos professores do PPGDBC pelo aprendizado e contribuição a minha formação e à secretária do programa, Luciana Kawamura, pela disposição e eficiência tornando sempre tudo muito mais simples;

Ao Prof. Dr. André Cordeiro, pelos ensinamentos e sugestões, bem como por ceder a estrutura do LAMA e participar da banca de qualificação;

Ao Prof. Dr. Mauricio Cetra e Prof. Dr. George M. T. Mattox, por participarem da banca de qualificação desta dissertação, principalmente pelas observações e sugestões muito pertinentes;

A minha família, por me conduzir até aqui dando todo o tipo de suporte que possibilitou minha chegada ao mestrado. Agradeço especialmente aos meus pais e a minha irmã pelo companheirismo em passar um inusitado "Dia das mães" fazendo coletas em campo;

À Mônica, técnica do LAMA, à doutoranda Kaline e à graduanda Karen pelo grande auxílio com as análises em laboratório das amostras de água;

Novamente à Ana Rita, não somente pela compreensão e colaboração durante estes dois anos, mas pelo grande auxílio na identificação das amostras de zooplâncton;

A minha grande amiga Amanda, que não só me ensinou, mas me ajudou imensamente com as análises de conteúdo estomacal até altas horas. Obrigada pela amizade sincera e única;

Aos amigos Anderson e Letícia, companheiros de longa estrada no campo e no laboratório, pela ajuda, companhia e amizade de sempre;

Aos colegas Ceci e Cleber por me ajudarem com a anotação de dados em laboratório quando me faltavam mãos;

Às graduandas Aline e Camila, pelo auxílio com as coletas das inacabáveis amostras de campo;

A todos que, mesmo não citados, sabem o bem que me fizeram.

RESUMO

No Brasil, a introdução de espécies em ecossistemas aquáticos continentais se tornou um tema de grande relevância na área de ecologia da conservação, pois está dentre as principais causas da perda direta da biodiversidade. As espécies invasoras, beneficiadas pela falta de inimigos naturais fora da sua distribuição original, representam uma elevada pressão competitiva para as espécies nativas das áreas invadidas que partilhem os mesmos recursos, podendo levar a alterações na abundância e riqueza nas comunidades envolvidas. Neste sentido, para melhor entendimento dessas relações, é relevante estudar as interações entre espécies invasoras e nativas bem como avaliar os efeitos da competição. O objetivo deste estudo foi avaliar, através da abordagem experimental, se há competição intraespecíficas ou interespecífica entre duas espécies de ciclídeos: a espécie nativa de cará *Geophagus brasiliensis* e a exótica tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus*. O experimento foi conduzido no Setor de Aquicultura do Polo Regional Vale do Paraíba - APTA Regional, município de Pindamonhangaba, no período de março a junho de 2014. Para avaliar as competições intraespecíficas das espécies, em virtude do aumento da densidade, comparando-as com a competição interespecífica quando as duas espécies coexistem no mesmo tanque, foram considerados cinco tratamentos, com diferentes combinações e densidades, com quatro réplicas. Os resultados obtidos com o estudo da dieta dos peixes sugerem que não houve competição intraespecífica ou interespecífica por alimento nas condições deste experimento. Quanto ao ganho em peso, verificou-se que a diferença entre *G. brasiliensis* e *O. niloticus*, apesar das semelhanças morfológicas entre si, é notória e pode ser atribuída ao tratamento em si. Não foi possível constatar a existência de competição intraespecífica, pois não houve diminuição significativa do ganho médio em peso, tanto para o cará quanto para a tilápia, quando aumentada a densidade de indivíduos da mesma espécie. Já quanto à competição interespecífica, os resultados obtidos sugerem que o espaço pode ter sido o principal fator de disputa entre as espécies, uma vez que não houve alteração significativa na alimentação e o consorciamento dessas espécies beneficiou *O. niloticus* em proporção muito maior que *G. brasiliensis*.

PALAVRAS-CHAVE: Cichlidae. Invasão biológica. Competição interespecífica. Competição intraespecífica.

ABSTRACT

In Brazil, species introduction in freshwater ecosystems has become an important topic in conservation ecology, as it is one of the main causes of biodiversity loss. Invasive species benefiting from the lack of natural enemies outside their original geographic distribution might represent a highly competitive pressure to the native species sharing the same resources of the invaded areas and may lead to changes in the abundance and richness of natural communities. In this sense, for a better understanding of these relationships, it is possible to study experimentally the interactions between invasive and native species evaluating competition effects. So, the objective of this study was to assess, through an experimental approach, if there is intraspecific and interspecific competition between two cichlid fish: a native species, the cará *Geophagus brasiliensis* and the exotic Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. The objective was to examine if there is differential growth and feeding under different fish densities in consortium or separated. The experiment was conducted in Setor de Aquicultura do Polo Regional Vale do Paraíba - APTA Regional in the municipality of Pindamonhangaba, from March to June 2014. In order to assess the intraspecific competition of each species due to increased density and, comparing them with interspecific competition when the two species coexist in the same tank, five treatments with four replicas were considered. Fish diet studies suggest that there was no intraspecific and interspecific competition for food in this experiment. Despite the morphological similarities between the two fish species, the weight gain is evident and it can be assigned to the treatment itself. Intraspecific competition was not detected, as there was no significant decrease in the average weight gain for both species with increasing density of individuals of the same species. As for the interspecific competition, the results suggest that space availability may have been the main factor of dispute between species, since there was no significant change in diet and the consortium of these species benefited *O. niloticus* in much higher proportion than *G. brasiliensis*.

KEY WORDS: Cichlidae. Biological invasion. Intraspecific competition. Interspecific competition.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Visão geral do Setor de Aquicultura do Polo Regional Vale do Paraíba - APTA Regional, local de realização do experimento.....17
- Figura 2 - *Layout* do experimento mostrando a distribuição aleatória dos tratamentos nos tanques.....18
- Figura 3 - Diagrama gerado pela análise de componentes principais das variáveis ambientais mostrando os atributos mais importantes (OD=oxigênio dissolvido; COND=condutividade; TEMP=temperatura).....26
- Figura 4 - Diagramas de dispersão entre as variáveis bióticas: biomassa fitoplanctônica (CL-A), biomassa zooplanctônica (copépodes=COP; cladóceros=CLAD) e biomassa perifítica (PRF).....28
- Figura 5 - Representação gráfica do agrupamento formado pela PCA baseada nos valores de IAI das espécies nos diferentes tratamentos pela ordenação dos itens alimentares (SED/RAÇ= sedimento/ração; MV= material vegetal; MAS= massa não identificada; ALG=alga; DIP=larvas de diptera).....32
- Figura 6 - Diagrama de dispersão entre a porcentagem de sobrevivência (S%) e o ganho médio em peso (GMP).....34
- Figura 7 – Valores médios, desvio padrão mínimo e máximo do ganho médio em peso (GMP) (g) por tratamento.....36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Apresentação da densidade e número de indivíduos de cada tratamento....	17
Tabela 2 - Frequência de coleta dos dados de monitoramento dos recursos e condições físico-químicas da água dos tanques.....	19
Tabela 3 - Monitoramento dos dados físicos e químicos da água dos tanques durante o período de experimento (1º dia - 15º dia - 30º dia - 45º dia - 60º dia).....	25
Tabela 4 - Resultado da análise de componentes principais realizada com os valores médios das variáveis abióticas: valores obtidos em cada componente principal com as duas maiores porcentagens de variâncias.....	26
Tabela 5 – Quantificação das biomassas fitoplanctônica, zooplanctônica e perifítica disponíveis nos tanques levantados ao final do experimento.....	27
Tabela 6 – Resultados das ANOVAs One-way realizadas a partir dos dados das variáveis bióticas coletadas da água dos tanques (BF Cl- α , BZ CLAD, BZ COP) e a partir do substrato artificial (BPRF): BF Cl- α - biomassa fitoplanctônica (Cl- α), BZ CLAD - biomassa zooplanctônica (Cladocera), BZ COP - biomassa zooplanctônica (Copepoda) e BPRF – biomassa perifítica (g).....	29
Tabela 7 - Índice alimentar (IA _i) da dieta alimentar dos peixes submetidos ao experimento por tanque e espécie. N= número de estômagos. Categoria de alimentos: PXE=vestígios de peixe; DIP=larvas de diptera; MAS=massa não identificada; MV=material vegetal; TRIC=Trichoptera; SED=sedimento; RAÇ=ração; FI=fragmento de inseto; ODO=Odonata; ALG=alga; VEL=Velidae; CLAD=Cladocera; COP=Copepoda; EPH=Ephemeroptera.....	30
Tabela 8 - Resultado da análise de componentes principais realizada com os valores de IA _i da dieta individual dos peixes, por tanque: valores obtidos para os atributos em cada componente principal com as duas maiores porcentagens de variâncias.....	31
Tabela 9 - Escores da PCA realizada com os valores de IA _i referente à dieta dos peixes em seus respectivos tanques e tratamentos.....	31

Tabela 10 - Média do ganho de peso por tratamento (Média GP) e valores de ganho médio de peso (GMP) e taxa de sobrevivência (S%) dos peixes por tanque.....	33
Tabela 11 – Resultados da ANOVA One-way realizada a partir dos dados de sobrevivência.....	34
Tabela 12 – Resultados da ANOVA One-way realizada a partir dos dados de ganho médio de peso (GMP).....	35
Tabela 13 - Matriz de probabilidades do teste HSD de Tukey realizado com as médias amostrais do ganho médio em peso (GMP) dos 5 tratamentos.....	36
Tabela 14 - Valores de ganho médio de peso (GMP) dos tratamentos, ordenadas da maior para a menor, indicando com as mesmas letras os valores estatisticamente iguais.....	36
Tabela 15 - Valores decompostos do ganho médio de peso (GMP) e taxa de sobrevivência (S%) dos peixes, submetidos ao tratamento 3, por tanque e a média do ganho de peso por espécie (Média GP).....	37
Tabela 16 - Resultado da análise de componentes principais com os dados das variáveis abióticas e bióticas levantadas no experimento: valores obtidos para os atributos em cada componente principal com as duas maiores porcentagens de variâncias. Valores em negrito destacam os atributos que mais contribuíram para a variância observada.....	37

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVO	16
3 MATERIAIS E MÉTODOS	
3.1 LOCAL DO EXPERIMENTO	16
3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	17
3.3 COLETAS DOS DADOS	
3.3.1 Dados físicos, químicos e biológicos da água	18
3.3.2 Dados biométricos dos peixes	20
3.3.3 Grau de repleção dos estômagos dos peixes	21
3.3.4 Identificação do conteúdo estomacal	21
3.4 ANÁLISE DOS DADOS	
3.4.1 Análise de componentes principais	21
3.4.2 Análise de variância entre as variáveis bióticas	22
3.4.3 Análise do conteúdo estomacal	22
3.4.4 Análise de variância da sobrevivência e ganho de peso	23
4 RESULTADOS	
4.1 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DURANTE O EXPERIMENTO	24
4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RECURSOS DISPONÍVEIS NOS TANQUES	27
4.3 EFEITO DOS TRATAMENTOS NA DIETA ALIMENTAR DAS ESPÉCIES	29
4.4 EFEITO DOS TRATAMENTOS NA SOBREVIVÊNCIA E GANHO EM PESO DAS ESPÉCIES	33
5 DISCUSSÃO	38
6 CONCLUSÃO	43
REFERÊNCIAS	44

1 INTRODUÇÃO

As espécies introduzidas, intencional ou acidentalmente, podem aumentar a produtividade na agricultura, piscicultura ou pecuária assim como se tornarem indesejáveis, se a intensidade do impacto que ocasionam for intenso. Em Inglês, existem os seguintes sinônimos para designá-las: *introduced*, *alien*, *exotic*, *non-indigenous* ou *non-native species*.

Agostinho e Julio Jr. (1996) adotaram a definição da EIFAC (*European Inland Fisheries Advisory Commission*) para espécie introduzida como “qualquer espécie transportada e liberada pelo homem, intencional ou acidentalmente, em ambiente fora de sua área de distribuição”. Essa definição engloba termos como ‘espécie alóctone’ (proveniente de outra bacia do mesmo país) e ‘espécie exótica’ (proveniente de outro país, continente ou província zoogeográfica) ainda usados, mas inconsistentes como definições ecológicas, já que a introdução independe da origem desse elemento (Agostinho & Julio Jr, 1996; Vitule, 2009).

É importante ainda distinguir as expressões ‘espécie não nativa’, de ‘espécie invasora’. Conforme a *The World Conservation Union*, uma espécie introduzida é considerada invasora, quando “se estabelece em um ecossistema ou habitat natural ou seminatural, sendo um agente de mudança, ameaçando a diversidade biológica nativa” (IUCN, 2006). De acordo com a Resolução CONABIO nº 5 de 2009 (CONABIO, 2009), que trata da Estratégia Nacional sobre espécies exóticas invasoras, esses organismos possuem elevado potencial de dispersão e dominam os nichos ocupados pelas espécies nativas devido as suas vantagens competitivas e favorecidas pela ausência de predadores.

Em ambientes de água doce, o processo de dispersão das espécies é facilitado pelo fluxo da água, o que torna este tipo de ambiente mais suscetível às invasões biológicas e as tentativas de controle e manejo dessas espécies, mais difíceis e custosas. Dentre os vertebrados, as espécies invasoras de peixes têm se destacado neste último século por suas graves consequências ecológicas e econômicas relatadas em diferentes partes do mundo (Rocha *et al.*, 2005; Souza *et al.*, 2005). No Brasil, a introdução de espécies em ecossistemas aquáticos continentais se tornou um tema de grande relevância na área de ecologia da conservação, pois além de estar dentre as principais causas da perda direta da biodiversidade, foi considerada a segunda maior causa de

extinções de espécies superada apenas pela degradação de habitat (Simberloff, 2003, Agostinho *et al.*, 2005).

Uma importante característica das introduções de peixes no Brasil é que estas são bastante antigas, pois as primeiras introduções, realizadas pelo setor elétrico e órgãos governamentais no final do século XIX, intensificaram-se entre as décadas de 50 a 70 do século XX devido às ações de repovoamentos ou escapes de tanques de piscicultura (Smith *et al.* 2005; Vitule, 2009). Talvez por isso, a introdução e a transposição de espécies de peixes entre bacias no Brasil seja uma prática culturalmente arraigada, tão comum e tão disseminada que hoje é difícil encontrar uma bacia hidrográfica que não contenha esses organismos (Rocha *et al.*, 2005).

Algumas espécies alcançaram tanto sucesso no seu estabelecimento, que representam proporção importante dos desembarques das pescarias de pequena escala (Agostinho *et al.*, 2006). Tal sucesso está intimamente relacionado à possibilidade da ação humana em criar condições ambientais não usuais, às quais as espécies introduzidas podem se adaptar mais rapidamente do que as nativas e ampliar facilmente sua área de ocorrência. Assim, as concentrações mais altas dessas espécies são frequentemente encontradas em habitats que foram em grande parte alterados pela atividade humana (Primack e Rodrigues, 2001).

Apesar da grande maioria das espécies introduzidas não conseguir se estabelecer porque o novo ambiente geralmente não é adequado as suas necessidades, certa porcentagem destas espécies consegue se instalar em seu novo habitat e aumentar sua população à custa de espécies nativas menos competitivas e menos capazes de resistir à predação. Isso pode até mesmo deslocar a ictiofauna nativa através de competição por limitação de recursos tais como alimento e espaço (Primack e Rodrigues, 2001).

Evidências empíricas apontam que a competição por recursos influencia a estruturação de uma comunidade, pois os indivíduos de uma espécie sofrem redução em fecundidade, crescimento ou sobrevivência como resultado da exploração de recursos ou interferência de indivíduos de outras espécies. Essas interações competitivas afetam direta e indiretamente a abundância das espécies e provavelmente a dinâmica de populações das espécies competidoras que por sua vez, pode influenciar as distribuições das espécies e sua evolução (Stevens e Willing, 2000, Begon *et al.*, 2007).

O tipo de recurso alimentar utilizado por um organismo está diretamente relacionado às suas características morfológicas, que indicam a habilidade de detectar, manipular e processar o alimento (Stevens e Willing, 1999). Se duas ou mais espécies

não são suficientemente distintas morfológicamente, os recursos consumidos por elas possivelmente serão similares e a competição interespecífica poderá prevalecer influenciando o crescimento, o desenvolvimento e a abundância relativa dessas espécies e afetando-as, normalmente, de forma diferente dependendo das capacidades competitivas e adaptativas das espécies envolvidas (Stevens e Willing, 2000; Begon *et al.*, 2007). As espécies invasoras, beneficiadas pela falta de inimigos naturais fora da sua distribuição original, representam uma elevada pressão competitiva para as espécies nativas das áreas invadidas que partilhem os mesmos recursos, podendo levar a alterações na abundância e riqueza específica nas comunidades envolvidas.

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) e *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) são peixes morfológicamente similares (Furtado, 1995) da família Cichlidae, uma das mais ricas famílias de vertebrados (Kullander, 2003), que são encontrados juntos em diversos ambientes do Brasil. Enquanto *G. brasiliensis* é um peixe autóctone da América do Sul, considerado o ciclídeo nativo mais amplamente distribuído no país, *O. niloticus* é uma espécie exótica originária da África que atualmente se distribui amplamente pela América do Sul e no mundo.

Geophagus brasiliensis, popularmente denominado de cará, acará ou papa-terra, é um habitante natural de ambientes lênticos como lagoas marginais e planícies de inundação (Meschiatti, 1995; Smith e Barrella, 2000), lagoas costeiras (Aguiaro e Caramaschi, 1998, lagos (Vono e Barbosa, 2001), reservatórios (Abelha e Goulart, 2004; Santos *et al.* 2004; Smith e Petrere, 2007; Smith *et al.* 2007; Ribeiro *et al.* 2014) e também ambientes lóticos como rios e riachos (Sabino e Castro, 1990; Agostinho e Júlio Jr., 1999; Smith *et al.* 2007; Smith *et al.* 2013), ocupando predominantemente regiões remansosas. É um peixe territorialista (Garcia e Vieira, 2000) que apresenta atividade diurna, possui cuidado parental (Agostinho e Júlio Jr., 1999), orientação visual (Sabino e Castro, 1990) e grande plasticidade trófica, sendo classificado por alguns autores como detritívora-iliófaga (Meschiatti, 1995; Ribeiro *et al.* 2014), insetívora (Hahn *et al.* 1998, Resende *et al.* 2014) ou onívora (Aguiaro e Caramaschi, 1998, Abelha e Goulart, 2004). A forma como *G. brasiliensis* se alimenta assemelha-se ao de um beliscador, espécie oportunista que procura e abocanha itens alimentares de pequeno tamanho sobre o substrato, e ou escavador, espécie de boca protátil que a enfia no sedimento, seja ele arenoso ou argiloso, abocanhando porções deste sedimento. Além disso, um escavador consegue selecionar os itens alimentares apanhados, eliminando as partículas não consumíveis pela abertura branquial ou pela boca (Uieda, 1995).

O. niloticus, vulgarmente conhecida como tilápia-do-Nilo, foi trazida para o Brasil após 1950 (Agostinho *et al.* 2007) e hoje pode ser encontrada desde a região central do Brasil até a região central da Argentina, e a partir das encostas do leste dos Andes até o Oceano Atlântico, bem como partes da costa da Venezuela e Guiana (Zambrano *et al.* 2006). É o peixe mais cultivado no Brasil onde se adaptou facilmente. As mesmas características que a tornam uma das espécies preferidas para a aquicultura, fazem com que seja uma espécie com alto poder de invadir e causar danos à comunidade biológica em que é inserida, podendo aumentar rapidamente o tamanho de sua população e se tornar dominante (Attayde *et al.* 2007). Há registros de que espécies de peixes invasores como *Oreochromis niloticus*, bagre africano *Clarias gariepinus*, “catfish” *Ictalurus punctatus*, e carpa comum *Cyprinus carpio* tem sido frequentemente pescadas e relacionadas como causadoras de impactos ecológicos, ao passo que espécies nativas como *Geophagus brasiliensis* e *Rhamdia quelen* estão apresentando abundância gradativamente reduzida, tendo seu nicho alterado (Vitule 2008; Vitule *et al.* 2006, 2008).

Um dos fundamentos da atividade científica é o teste experimental de hipóteses. Segundo Huxham & Sumner (2000) o experimento é “o mais importante meio pelo qual cientistas podem testar as hipóteses oriundas de teorias” e um dos métodos mais adequados para que a ciência amplie sua capacidade de previsão (Peters, 1991). É a partir da análise das evidências obtidas de testes experimentais que muitos pesquisadores inferem a validade (provisória) ou refutam hipóteses propostas para explicar observações iniciais (Widmer, 2009). A explicitação da hipótese permite que o delineamento amostral seja melhor planejado, com os devidos cuidados de replicação e controle (Ruxton & Colegrave, 2006), visando aumentar a confiabilidade dos resultados da pesquisa.

Segundo Underwood (1998), os experimentos ecológicos são testes formais de hipóteses derivadas de modelos teóricos alternativos que tentam explicar observações iniciais. Dessa forma, se um ou mais pesquisadores fizeram a observação inicial de que a abundância de uma espécie nativa é menor em locais onde a abundância de uma espécie introduzida é alta, uma das possíveis explicações seria que as espécies introduzidas são as responsáveis pela menor abundância de espécies nativas, devido à competição.

A teoria de partição de recursos entre espécies simpátricas (Zaret e Rand, 1971) prediz que a diversidade de hábitos alimentares, de estratégias de obtenção de recursos

ou de períodos para o forrageamento permite a coexistência de muitas espécies em um mesmo local (Townsend *et al.*, 2003). Assim, espécies simpátricas e morfologicamente similares podem forragear em locais diferentes, minimizando a competição entre elas. Por outro lado, o princípio da exclusão competitiva diz que se não houver diferenciação em seus nichos ou se o habitat a impede, uma das espécies competidoras eliminará ou excluirá a outra, havendo apenas uma pequena faixa de capacidade de suporte que permite sua coexistência (Begon *et al.*, 2007; Gotelli, 2009). Neste sentido, é relevante, portanto, estudar as interações entre espécies invasoras e nativas bem como avaliar os efeitos da competição.

2 OBJETIVO

O objetivo deste trabalho foi avaliar, através da abordagem experimental, se há competição intraespecífica ou interespecífica, entre duas espécies de ciclídeos, a nativa *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) e a exótica *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) comparando o crescimento, a dieta dos peixes e o aumento da densidade da mesma espécie ou de outra morfologicamente semelhante.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 LOCAL DO EXPERIMENTO

O experimento, aprovado pela Comissão de Ética no Uso de Animais da UFSCar (Parecer n° 2-025/2014), foi conduzido no Setor de Aquicultura do Polo Regional Vale do Paraíba - APTA Regional (Figura 1) (22°56'25"S e 45°26'30"O) localizado no município de Pindamonhangaba (SP) no período de 27 de março a 05 de junho de 2014.



Figura 1 - Visão geral do Setor de Aquicultura do Polo Regional Vale do Paraíba - APTA Regional, local de realização do experimento.

3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para avaliar as competições intraespecíficas das espécies *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus* em virtude do aumento da densidade, comparando-as com a competição interespecífica quando as duas espécies coexistem no mesmo ambiente foram considerados cinco tratamentos com quatro réplicas (Tabela 1).

Tabela 1 - Apresentação da densidade e número de indivíduos de cada tratamento.

Tratamento	Densidade (ind/m ²)	Número de indivíduos	
		<i>G. brasiliensis</i>	<i>O. niloticus</i>
T1	0,5/m ²	8	0
T2	1/m ²	16	0
T3	1/m ²	8	8
T4	1/m ²	0	16
T5	0,5/m ²	0	8

Os 256 indivíduos de *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus*, provenientes do Setor de Aquicultura do Polo Regional Vale do Paraíba, foram distribuídos, ao acaso, em 20 tanques com 16 m² cada, profundidade de 80 cm, volume de 12.800 litros e vazão de 2 litros/minuto conforme as densidades estabelecidas nos 5 tratamentos que foram sorteados entre os tanques de acordo com o esquema apresentado na Figura 2. Considerando a disponibilidade restrita de alimento natural no ambiente confinado, os peixes receberam, durante todo o período experimental, a mesma complementação com ração extrusada com 32% de proteína bruta, 2.800 kcal kg⁻¹ de energia digestível, e granulação variando de 3-5 mm, na proporção de 1% do peso vivo/dia, fornecida às 16:00 horas.

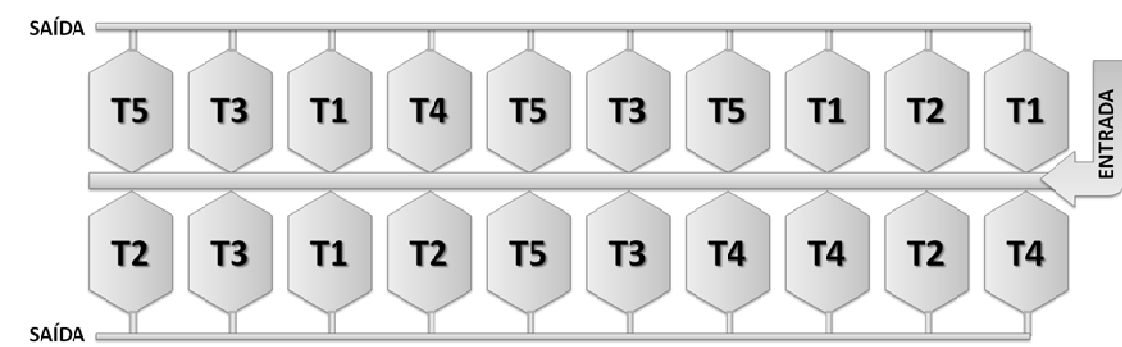


Figura 2 - Layout do experimento mostrando a distribuição aleatória dos tratamentos nos tanques.

3.3 COLETA DOS DADOS

3.3.1 Dados físicos, químicos e biológicos da água

As condições físicas e químicas da água e a disponibilidade dos recursos foram monitoradas durante o experimento (Tabela 2) totalizando 5 amostras para os parâmetros físicos e químicos, material em suspensão e biomassa fitoplanctônica, 2 amostras para a biomassa zooplanctônica e 1 amostra da biomassa perífita. Essas informações possibilitam a interpretação dos resultados obtidos e avaliar se eventuais mudanças na dieta ou no desenvolvimento dos indivíduos foram causadas por uma mudança na disponibilidade de alimento ou pelas diferentes densidades e combinações de peixes nos tanques.

Tabela 2 - Frequência de coleta dos dados de monitoramento dos recursos e condições físico-químicas da água dos tanques.

Dados coletados	Data da coleta				
	1º dia	15º dia	30º dia	45º dia	60º dia
pH	x	x	x	x	x
Condutividade	x	x	x	x	x
Temperatura	x	x	x	x	x
Oxigênio dissolvido	x	x	x	x	x
Sólidos suspensos	x	x	x	x	x
Biomassa fitoplanctônica	x	x	x	x	x
Biomassa zooplanctônica	x				x
Biomassa perifítica					x

Com o auxílio de uma sonda multiparâmetro modelo *Oakton 600 Series Waterproof Portable Meters Kit*, foram registrados em campo os valores de pH, condutividade (μm), turbidez (NTU), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e o oxigênio dissolvido (mg/L).

As amostras para determinação dos sólidos suspensos e biomassa fitoplanctônica foram coletadas em sub-superfície (em torno de 20 a 30 centímetros abaixo da linha d'água) com o auxílio de garrafas plásticas que foram acondicionadas em caixa de isopor e transportadas refrigeradas sob gelo para posterior análise no Laboratório de Microbiologia Ambiental (LAMA) da UFSCar – campus Sorocaba.

Para análise dos sólidos suspensos (totais, orgânicos e inorgânicos) foram filtrados 250 ml de amostra em membranas de microfibras de vidro (Millipore AP 20; 47 mm de diâmetro) para determinação pelo método de calcinação de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), que constitui basicamente nas diferenças de massas encontradas antes e após os períodos em que os filtros de microfibras de vidro permaneceram em estufa e mufla.

A biomassa fitoplanctônica foi determinada através do método da clorofila- α , onde foram filtrados 250 ml de amostra em membranas de microfibras de vidro (Millipore AP 20; 47 mm de diâmetro) e seguido pela aplicação do método do etanol a quente segundo Nusch (1980).

As amostras para determinação da biomassa zooplanctônica foram coletadas somente no início e no fim do experimento, para evitar escassez de recursos para os peixes durante o período de confinamento. Foi utilizada uma rede de plâncton com malha de 20 μm , onde o volume de água filtrado por amostra foi em média 100 litros. Essas amostras foram fixadas em campo em solução de formalina a 4% logo após a

coleta e estocadas protegidas de luz, em temperatura ambiente. A contagem dos organismos foi realizada com auxílio de microscópio óptico da marca Nikon, modelo E200 com aumento de até 1000 vezes, utilizando a câmara de *Sedgwick-Rafter*. A lâmina foi percorrida transversalmente em toda a sua extensão seguindo Norma Técnica CETESB L5.304 (2012).

Para quantificar a biomassa perifítica, foram colocadas no início do experimento duas peças de pedra miracema (11,5 x 23 cm) em cada tanque que ficaram a 30 cm de profundidade. Ao final do experimento, estas pedras foram retiradas e a biomassa perifítica foi extraída em campo através de raspagem com escova e jatos de água destilada. As amostras foram armazenadas em frascos plásticos e transportadas refrigeradas sob gelo em caixa de isopor para o LAMA onde foram filtradas em membranas de microfibras de vidro (Millipore AP 20; 47 mm de diâmetro) para determinação da massa seca, massa de cinzas e massa seca livre de cinzas pelo método de calcinação de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

3.3.2 Dados biométricos dos peixes

Os exemplares de peixes foram pesados e medidos (comprimento total) antes de serem distribuídos nos tanques. Ao final do período do experimento, os peixes foram despescados, contados, pesados e medidos novamente ainda em campo para obtenção dos dados referentes à sobrevivência, crescimento e ganho de peso. Como os animais não foram marcados, utilizou-se os valores das médias que acabam por resumir todos os dados dos espécimes em um só valor. A seguir, foram acondicionados em sacos plásticos com a identificação do tratamento e número do tanque e levados ao laboratório de Ecologia Funcional e Estrutural da UNIP, *campus* Sorocaba, onde foram fixados em formol 4% e tiveram seus estômagos retirados através de uma incisão ventral longitudinal na cavidade abdominal, a partir da abertura uro-genital em direção à cabeça. Após este procedimento, foram obtidos ainda o peso do estômago, a quantidade de gordura e o peso de cada indivíduo sem vísceras.

3.3.3 Grau de repleção dos estômagos dos peixes

Com o estômago aberto foi determinado visualmente o grau de repleção, que representa o estado de enchimento dos estômagos, segundo o critério estabelecido por Walsh e Rankine (1979 *apud* Herran, 1988), atribuindo-se valores de 0 (vazio), 1 (25%), 2 (50%), 3 (75%) e 4 (100%) de ocupação do estômago.

3.3.4 Identificação do conteúdo estomacal

Após terem sido estimados o grau de repleção dos estômagos, as paredes dos mesmos foram lavadas com álcool 70% para a retirada total de seu conteúdo. A análise do conteúdo foi realizada em microscópio esteroscópico da marca Zeiss, modelo Stemi DV4 com aumento de até 50 vezes, de acordo com os métodos de frequência de ocorrência (porcentual de estômagos no qual cada item ocorreu com relação ao total de estômagos da amostra) e volumétrico (porcentual do volume de cada item em relação ao volume total de todos os conteúdos estomacais) (Hynes, 1950; Hyslop, 1980). O volume de itens alimentares foi obtido pela compressão do material com uma lâmina de vidro sobre uma placa milimetrada até a altura de 1 mm (Hellawell e Abel, 1971).

3.4 ANÁLISE DOS DADOS

3.4.1 Análise de componentes principais

É uma técnica de ordenação que visa arranjar as amostras em menor número de dimensões, enfatizando os maiores padrões de variações em suas respostas, produzindo máxima informação sobre os padrões e similaridades ecológicas (Digby & Kempton, 1987). Esta técnica reduz a dimensão dos dados, sem perder informações, dando ênfase aos maiores padrões de variações. Os melhores resultados são obtidos quando as variáveis originais são altamente correlacionadas (Manly, 2008).

Esta análise foi usada a partir de uma matriz de correlação com o auxílio do programa estatístico PAST (Hammer *et al.* 2001). O procedimento consiste em: (1)

definir os novos eixos de direção e comprimento pelo cálculo dos autovetores e autovalores da matriz de correlação entre as variáveis; (2) calcular as correlações entre as variáveis e os eixos principais para a formação dos respectivos eixos; (3) calcular as coordenadas dos pontos observados nos novos eixos (Manly, 2008).

O objetivo desta análise foi auxiliar na geração de hipóteses (Digby & Kempton, 1987), utilizando os dados físicos e químicos da água dos tanques, dos recursos disponíveis (fitoplâncton, zooplâncton e perifíton), os dados biométricos dos peixes e da sua dieta, para a observação de qual variável possui mais influência na dispersão do agrupamento de amostras, avaliando assim, se eventuais mudanças no ganho em peso ou na dieta dos indivíduos ocorreram devido ao efeito dos tratamentos ou por alterações nas condições ambientais e/ou disponibilidade de alimento.

3.4.2. Análises de variância entre as variáveis bióticas

Para verificar se houve alguma variação significativa entre as variáveis bióticas: biomassa fitoplantônica, biomassa zooplantônica e biomassa perifítica conforme os tratamentos, foram feitos diagramas de dispersão 2 a 2 para verificar se existe uma estrutura de dependência entre elas e decidir se seria aplicado uma Análise de Variância Multivariada - MANOVA com os 5 tratamentos e com as três variáveis dependentes acima, no caso desses gráficos mostrarem alguma dependência entre as variáveis ou Análises de Variância (One-way - ANOVA) independentes para cada variável se não houver nenhuma correlação entre elas.

3.4.3 Análise do conteúdo estomacal

Para avaliar a importância relativa de cada item na dieta da espécie, os percentuais obtidos com os métodos de frequência de ocorrência e volumétrico, foram combinados no Índice Alimentar (IA_i) (Kawakami e Vazzoler, 1980), descrito pela equação abaixo, cujos valores variam entre 0 e 1 ($1 \geq IA_i \geq 0$):

$$IAi = \frac{Fi \cdot Vi}{\sum_{i=1}^n (Fi \cdot Vi)}$$

Onde: i = item alimentar variando de 1 a n
 Fi = frequência de ocorrência (%) do item i
 Vi = volume (%) do item i

3.4.4 Análise de variância da sobrevivência e ganho de peso

Inicialmente foi feito um diagrama de dispersão entre a porcentagem de sobrevivência (S%) versus o ganho médio em peso (GMP), para examinar se haveria uma correlação (linear) significativa entre essas duas variáveis dependentes e decidir se seria aplicado um teste T² de Hotelling, que é um caso particular de uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA) quando temos apenas duas variáveis dependentes; ou duas ANOVAS independentes: uma para S% e outra para o ganho médio em peso (GMP), se nenhuma correlação for detectada (Manly, 2008; Zar, 2010).

As análises de variância (ANOVA - One-way) (Vieira, 2006) foram feitas utilizando: (i) os valores médios de ganho em peso total do lote de peixes para verificar se houve variação no crescimento dos indivíduos; (ii) a sobrevivência dos indivíduos em cada tanque, para verificar se houve variação em virtude dos tratamentos. Considerou-se que a unidade experimental é o tanque, a unidade amostral é o peixe (Casella, 2006), o tratamento é a composição de espécies com 5 níveis diferentes conforme apresentado na Tabela 1 e as variáveis resposta são (i) o ganho médio em peso (g) do lote de peixes de cada tanque, (ii) a sobrevivência média, ao final do experimento. Em caso de diferença significativa entre as médias dos tratamentos, aplicou-se o teste de Tukey para verificar quais médias diferiram entre si. As análises foram feitas usando o programa estatístico SYSTAT 11 (2004) e PAST (Hammer *et al.* 2001).

A taxa de sobrevivência (S%) e o ganho médio de peso (GMP) foram calculados, respectivamente, pelas seguintes expressões:

- S% = (número final de peixes / número inicial de peixes) x 100
- GMP (g) = peso médio final – peso médio inicial

4 RESULTADOS

4.1 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DURANTE O EXPERIMENTO

A Tabela 3 apresenta os dados das variáveis físicas e químicas da água dos tanques obtidos durante o experimento. Foi realizada uma análise de componentes principais com as médias dos dados obtidos, onde o objetivo foi simplificar a informação e identificar as variáveis mais importantes. Apenas os dois primeiros componentes, que juntos explicaram 96,16% da variância total, foram considerados (Tabela 4). O primeiro componente principal explica 87,28% da variância total e os atributos que mais contribuíram para a formação deste eixo foram: condutividade (0,9927), oxigênio dissolvido (0,4861) e pH (0,4486) com correlação positiva e temperatura (-0,1008) com valor negativo.

O segundo componente totalizou 8,88% da variância dos dados, destacando três valores de correlação negativa e um positivo, sendo formado pelos seguintes atributos: temperatura (-0,5789), condutividade (-0,09745), pH (-0,02079) e oxigênio dissolvido (0,8093).

Relacionando os atributos que mais contribuíram para a formação destes eixos, observando o sinal e o valor da carga de cada atributo verifica-se relações com sinais inversos entre a temperatura e condutividade, oxigênio dissolvido e pH no primeiro componente e entre o oxigênio dissolvido e temperatura no segundo componente. Quanto aos demais atributos, verifica-se que estes não foram relevantes quando comparados às variáveis temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido (Figura 3).

Tabela 3 - Monitoramento dos dados físicos e químicos da água dos tanques durante o período de experimento (1° dia - 15° dia - 30° dia - 45° dia - 60° dia).

Tratamento	Tanque	Temperatura (°C)					OD (mg/L)					pH					Condutividade (µm)					Sólidos suspensos orgânicos (g)					Sólidos suspensos inorgânicos (g)				
		1°	15°	30°	45°	60°	1°	15°	30°	45°	60°	1°	15°	30°	45°	60°	1°	15°	30°	45°	60°	1°	15°	30°	45°	60°	1°	15°	30°	45°	60°
T1	3	24,7	25,6	19,4	19	19,8	4,96	6,64	4,8	5,85	5,66	7,21	7,28	6,37	5,93	6,71	103,1	126,8	85,12	88,11	134,1	0,0015	0,0017	0,0005	0,0008	0,0008	0,0021	0,0052	0,0004	0,0022	0,0001
	8	24,2	24,7	19,8	18,8	18,8	6,18	6,63	4,52	7,3	6,54	7,72	8,01	6,55	6,37	6,89	107,3	130,1	93,7	91,3	140,2	0,0015	0,0008	0,0007	0,0009	0,0006	0,0021	0,0020	0,0013	0,0029	0,0014
	10	24,5	23,8	20,2	19,1	18,8	6,94	6,95	4,87	7,72	6,57	8,5	7,38	6,79	6,48	6,94	105,6	126,3	98,26	91,34	139,7	0,0015	0,0011	0,0007	0,0012	0,0005	0,0021	0,0009	0,0009	0,0012	0,0007
	13	25,3	26,1	19,8	19,7	19,4	6,68	4,92	5,2	7,16	6,17	8,86	7,66	6,75	6,59	6,85	98,76	130,6	90,9	91,52	137,9	0,0015	0,0009	0,0007	0,0007	0,0008	0,0021	0,0012	0,0014	0,0019	0,0006
T2	9	24,3	24,3	19,5	18,4	18,8	6,91	6,1	4,18	8,02	6,7	7,71	7,51	6,62	6,61	6,92	106,7	129,2	93,6	90,62	138,8	0,0015	0,0007	0,0008	0,0008	0,0005	0,0021	0,0017	0,0007	0,0017	0,0007
	11	25,4	25,3	19,5	19	19,3	6,96	4,37	5,32	6,96	5,94	8,47	7,27	6,65	6,18	6,96	103,7	131,6	88,07	90,7	138,1	0,0015	0,0010	0,0009	0,0011	0,0008	0,0021	0,0032	0,0016	0,0023	0,0018
	14	25,1	25,9	19,4	19,5	19,4	5,98	4,85	6,18	6,01	6,09	7,66	7,31	6,74	6,04	6,84	104,7	131,5	87,22	91,58	136,6	0,0015	0,0010	0,0009	0,0013	0,0008	0,0021	0,0028	0,0012	0,0021	0,0004
	19	24,4	25,2	19,1	18,9	19,3	6,76	6,56	6,24	6,93	7,11	7,83	7,36	6,62	6,14	6,89	105,2	131,6	86,96	89,92	134,1	0,0015	0,0012	0,0011	0,0009	0,0008	0,0021	0,0046	0,0006	0,0020	0,0011
T3	2	25,6	24,7	18,6	19,1	19,2	5,79	5,31	5,08	6,3	5,98	7,22	7,26	6,32	6,18	6,65	106,7	136,4	89,4	91,4	137,1	0,0015	0,0007	0,0008	0,0005	0,0007	0,0021	0,0026	0,0000	0,0024	0,0006
	6	24,6	24,8	18,7	19	19,1	6,04	5,33	5,87	7,05	6,62	7,55	7,24	6,76	6,01	6,73	106,6	136,4	87,24	91,08	139,3	0,0015	0,0011	0,0007	0,0007	0,0002	0,0021	0,0041	0,0008	0,0019	0,0009
	12	24,8	25,8	19,5	19,1	19,3	5,59	5,29	5,6	7,19	7,36	7,94	7,41	6,75	6,13	6,98	105,9	132,7	86,81	90,72	138,1	0,0015	0,0013	0,0008	0,0009	0,0003	0,0021	0,0025	0,0017	0,0025	0,0016
	16	24,6	25,5	19,8	19,2	19,4	6,2	4,83	5,6	7,62	7,61	7,47	7,16	6,69	6,16	6,9	104,8	132,3	87,99	89,79	134,6	0,0015	0,0011	0,0011	0,0005	0,0006	0,0021	0,0013	0,0018	0,0022	0,0007
T4	4	25,2	25,6	19	19,4	19,9	6,34	5,32	6,05	6,76	6,57	8,15	7,22	6,53	6,08	6,69	96,92	134,7	86,49	90,14	132,8	0,0015	0,0007	0,0008	0,0004	0,0001	0,0021	0,0009	0,0013	0,0017	0,0008
	17	24,5	24,9	19,7	19,1	19,1	6,45	6,14	5,03	7,56	7,09	7,54	7,19	6,64	6,16	6,83	105,3	129,2	87,83	89,75	138,3	0,0015	0,0016	0,0004	0,0006	0,0004	0,0021	0,0010	0,0015	0,0022	0,0005
	18	24,2	24,7	19,4	18,6	19,1	6,26	5,43	5,23	7,17	6,29	7,66	7,2	6,67	6,12	6,29	105,7	130,2	87,55	90,3	138	0,0015	0,0006	0,0005	0,0004	0,0005	0,0021	0,0010	0,0014	0,0024	0,001
	20	24,5	24,1	19,3	19,1	19	6,74	6,69	6,06	6,78	7,29	7,85	7,27	6,79	6,22	6,91	105,3	126,7	87,41	90,66	139,1	0,0015	0,0015	0,0008	0,0016	0,0009	0,0021	0,0025	0,0014	0,0028	0,0012
T5	1	24	24,3	17,9	18,2	18,8	6,63	6,73	6,51	7,5	6,68	7,38	7,17	6,3	5,99	6,38	105,9	126,9	85,76	90,75	141	0,0015	0,0018	0,0011	0,0015	0,0007	0,0021	0,0033	0,0024	0,0030	0,0006
	5	24,7	25,2	18,9	18,9	19,3	6,16	5,85	5,86	6,79	6,32	7,5	7,24	6,62	6	6,75	103,7	131,9	85,34	88,87	136,1	0,0015	0,0011	0,0007	0,0011	0,0008	0,0021	0,0031	0,0011	0,0019	0,001
	7	24,6	25,2	18,7	18,6	19	6,42	7,93	6,3	7,46	6,88	7,99	8,33	6,7	6,17	6,83	106,4	133,4	85,98	90,27	139	0,0015	0,0014	0,0008	0,0009	0,0023	0,0021	0,0010	0,0020	0,0021	0,0015
	15	24,9	25,3	19,3	19,1	19,9	6,12	5,89	6,06	7,74	6,11	7,72	7,23	6,73	6,14	6,89	108	132,2	87,17	90,53	132,7	0,0015	0,0006	0,0006	0,0010	0,0006	0,0021	0,0041	0,0009	0,0024	0,0004

Tabela 4 - Resultado da análise de componentes principais realizada com os valores médios das variáveis abióticas: valores obtidos em cada componente principal com as duas maiores porcentagens de variâncias. Valores em negrito destacam os atributos que mais contribuíram para a variância observada.

Atributos	Código	PC 1	PC 2
Temperatura	TEMP	-0,10080	-0,5789
Oxigênio dissolvido	OD	0,04861	0,8093
pH	pH	0,04486	-0,02079
Condutividade	COND	0,99270	-0,09745
Sólidos suspensos orgânicos	SSO	-1,193E-05	0,0002329
Sólidos suspensos inorgânicos	SSI	-3,841E-05	0,000138
Variância total		87,28%	8,88%
Variância acumulada			96,16%

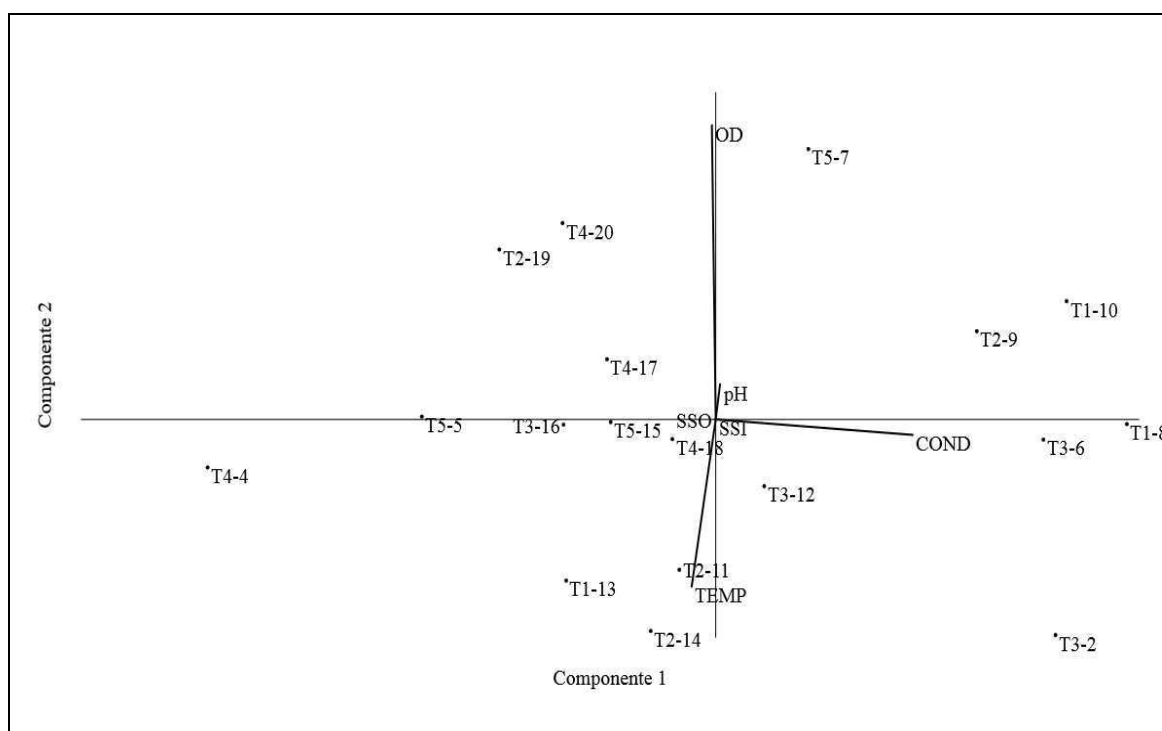


Figura 3 - Diagrama gerado pela análise de componentes principais das variáveis ambientais mostrando os atributos mais importantes (OD= oxigênio dissolvido; COND= condutividade; TEMP= temperatura).

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RECURSOS DISPONÍVEIS NOS TANQUES

Na Tabela 5 estão apresentados os dados referentes ao levantamento dos recursos disponíveis nos tanques: biomassa fitoplanctônica, biomassa zooplanctônica e biomassa perifítica. Os gráficos de dispersão realizados com as seis combinações possíveis entre essas variáveis bióticas mostram claramente que estas não estão correlacionadas (Figura 4). Sendo assim, foram feitas quatro One-way ANOVAs independentes com essas variáveis e nenhuma delas se mostrou significativa (Tabela 6).

Tabela 5 – Quantificação das biomassas fitoplanctônica, zooplanctônica e perifítica disponíveis nos tanques levantados ao final do experimento.

Tratamento	Tanque	Biomassa fitoplanctônica (Cl-a)	Biomassa zooplanctônica (ind/ml)		Biomassa perifítica (g)
			Cladocera	Copepoda	
T1	3	1,184	26	0	0,0144
	8	1,036	5	0	0,0444
	10	0,296	3	1	0,0404
	13	6,068	10	4	0,1407
T2	9	1,48	17	2	0,0603
	11	2,368	5	0	0,0649
	14	2,22	10	0	0,1143
	19	1,924	24	4	0,0876
T3	2	0,888	30	2	0,0225
	6	2,516	4	3	0,0574
	12	1,184	1	0	0,1185
	16	1,628	13	5	0,2274
T4	4	3,848	4	2	0,0466
	17	1,184	1	3	0,0775
	18	1,184	11	2	0,1361
	20	7,252	11	0	0,0798
T5	1	1,776	10	3	0,0248
	5	1,184	5	5	0,0173
	7	9,324	5	0	0,1113
	15	3,108	29	16	0,031

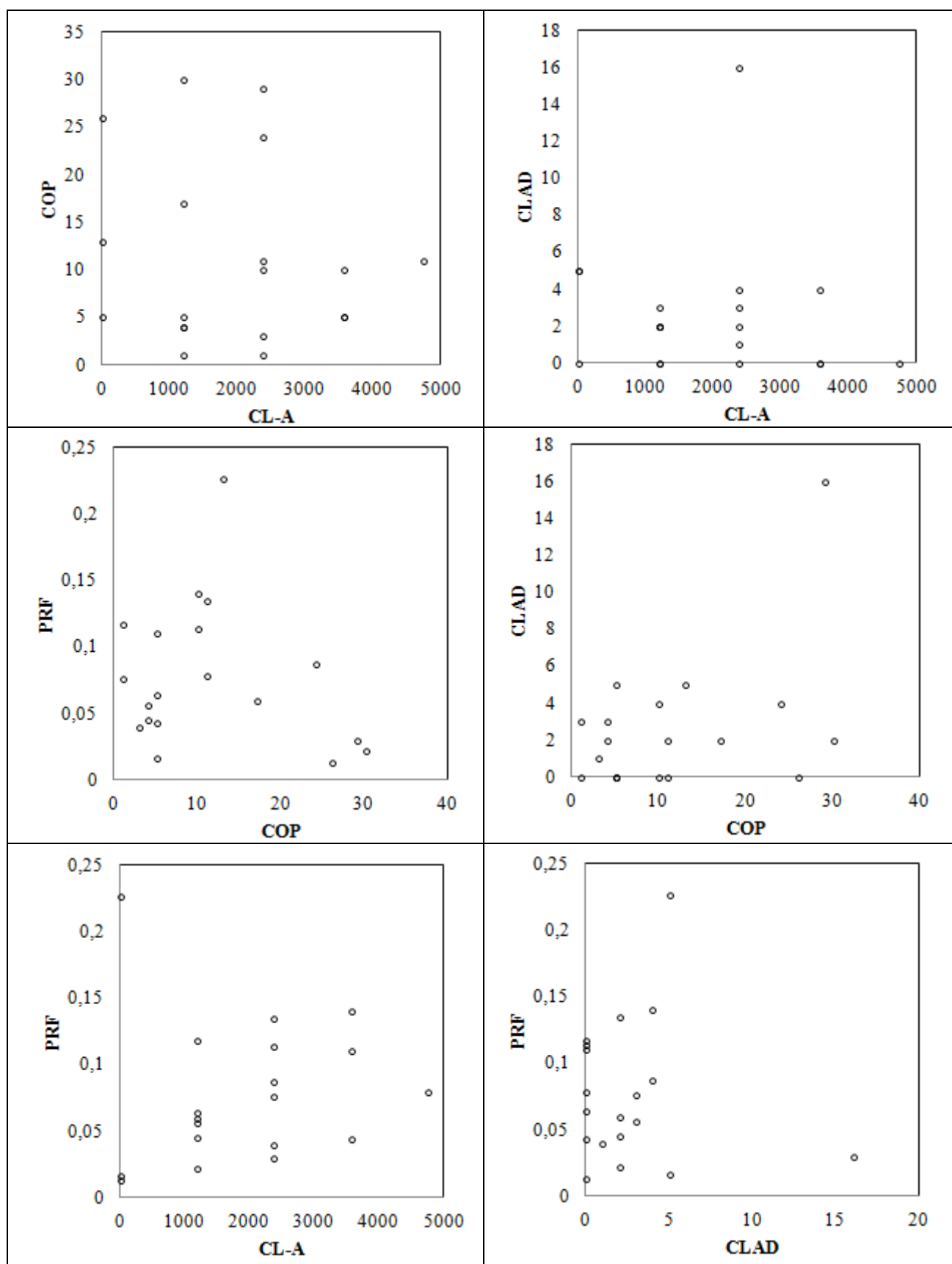


Figura 4 - Diagramas de dispersão entre as variáveis bióticas: biomassa fitoplanctônica (CL-A), biomassa zooplanctônica (copépodes - COP; cladóceros - CLAD) e biomassa perifítica (PRF).

Tabela 6 – Resultados das ANOVAs One-way realizadas a partir dos dados das variáveis bióticas coletadas da água dos tanques (BF Cl- α , BZ CLAD, BZ COP) e a partir do substrato artificial (BPRF): BF Cl- α - biomassa fitoplanctônica (Cl- α), BZ CLAD - biomassa zooplanctônica (Cladocera), BZ COP - biomassa zooplanctônica (Copepoda) e BPRF – biomassa perifítica (g). Ver os códigos dos tratamentos na Tabela 1.

Variável dependente	Fontes de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	P
BF Cl- α	Tratamento	15.23	4	3.80	0.63	0.64
	Resíduo	89.71	15	5.98		
	Total	104.94	19			
BZ CLAD	Tratamento	117.7	4	29.42	0.29	0.87
	Resíduo	1509.5	15	100.63		
	Total	1627.2	19			
BZ COP	Tratamento	61.3	4	15.32	1.24	0.33
	Resíduo	185.5	15	12.36		
	Total	246.8	19			
BPRF	Tratamento	0.008	4	0.002	0.72	0.59
	Resíduo	0.045	15	0.003		
	Total	0.053	19			

4.3 EFEITO DOS TRATAMENTOS NA DIETA ALIMENTAR DAS ESPÉCIES

Um total de 236 estômagos foram analisados, para os cinco tratamentos. A composição da dieta dos peixes, conforme a espécie, o tanque e o tratamento, indicou 13 categorias de alimentos consumidos nos tanques (Tabela 7), sendo que os mais frequentes foram: massa não identificada (94,74%), larvas de diptera (84,21%), material vegetal (73,68%), sedimento e ração (73,68%).

A fim de determinar a existência de diferentes padrões de alimentação entre os indivíduos submetidos a diferentes tratamentos, foi realizada uma análise de componentes principais com os valores do IAI, onde considerou-se apenas os dois primeiros componentes, que juntos explicaram 95,31% da variância total (Tabela 8).

Os atributos que mais contribuíram para a variância do primeiro eixo (CP1) foram massa N/I com valor negativo e material vegetal com valor positivo. O segundo eixo (CP2) teve como principais contribuições a sua variância os atributos material vegetal apresentando valor negativo e sedimento e ração com valor positivo.

Tabela 7 - Índice alimentar (IAi) da dieta alimentar dos peixes submetidos ao experimento por tanque e espécie. N - número de estômagos. Categoria de alimentos: PXE=vestígios de peixe; DIP=larvas de diptera; MAS=massa não identificada; MV=material vegetal; TRIC=Trichoptera; SED=sedimento; RAÇ=ração; FI=fragmento de inseto; ODO=Odonata; ALG=alga; VEL=Veliidae; CLAD=Cladocera; COP=Copepoda; EPH=Ephemeroptera. Em negrito valores $\geq 50\%$.

Código amostra	N	Composição da dieta												
		PXE	DIP	MAS	MV	TRIC	SED/RAÇ	FI	ODO	ALG	VEL	CLAD	COP	EPH
T1-3	8	-	-	0,81616765	0,18188605	-	0,0019463	-	-	-	-	-	-	-
T1-8	8	0,000224	0,02204893	0,82700314	0,11648946	-	0,02642029	0,00550823	-	0,002305771	-	-	-	-
T1-10	8	0,002403	0,01654193	0,9793442	-	-	0,00171123	-	-	-	-	-	-	-
T1-13	8	0,165536	0,00025647	0,83420723	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T2-9	12	-	0,00297159	0,9937118	0,00331661	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T2-11	15	0,001734	0,06492317	0,8330377	0,0006851	-	0,07440184	-	0,020763787	0,000685102	-	0,003769004	-	-
T2-14	16	-	0,00096993	0,96902173	0,02874062	-	0,00011061	-	-	0,000944408	0,000212704	-	-	-
T2-19	16	-	0,00458065	0,9574743	0,00532452	-	-	0,02411695	0,008503574	-	-	-	-	-
T3-2	16	-	0,002267	0,267628	0,058587	0,00111	0,670137	-	0,000248	-	-	-	-	2,36097E-05
T3-6	15	-	0,019022	0,207635	0,665315	-	0,055384	0,000389	-	0,051819	-	0,000146	0,000291	-
T3-12	15	0,01042	0,01169	0,130501	0,220746	-	0,625356	0,000453	-	-	-	1,81E-05	0,000816	-
T3-16	16	0,00232	0,044677	0,237769	0,473219	-	0,235612	-	0,00232	0,00232	-	0,000371	0,001392	-
T4-4	14	-	0,00573351	0,16381155	0,51600637	-	0,30075246	0,0064111	0,000774357	0,000186078	-	0,003346284	0,002978297	-
T4-17	14	-	-	0,39200289	0,36598614	-	0,16871919	0,01398289	-	0,058943031	1,92557E-05	3,85114E-05	0,000308091	-
T4-18	15	0,000293	0,02483335	0,131789	0,6964082	-	0,14011806	0,00345545	0,000515313	0,000292572	-	0,000749546	0,001545938	-
T4-20	16	0,000931	0,00022332	0,07444076	0,92306547	-	0,00124068	-	-	9,92544E-05	-	-	-	-
T5-5	8	-	0,003751	0,04956685	0,93775118	-	0,00893096	-	-	-	-	-	-	-
T5-7	8	0,002974	0,00059487	-	0,5517385	-	0,0044615	-	-	0,440201065	-	-	-	2,97433E-05
T5-15	8	-	0,02195741	0,0138387	0,58682248	-	0,21537634	-	6,15053E-05	0,161451526	-	0,000430537	6,15053E-05	-

Tabela 8 - Resultado da análise de componentes principais realizada com os valores de IAI da dieta individual dos peixes, por tanque: valores obtidos para os atributos em cada componente principal com as duas maiores porcentagens de variâncias. Valores em negrito destacam os atributos que mais contribuíram para a variância observada.

Atributos	Código	PC 1	PC 2
Material Vegetal	MV	0.60726	-0.50708
Massa não-identificada	MAS	-0.78104	-0.26999
Vestígios de peixe	PXE	-0.018423	-0.0010463
Sedimento/ração	SED/RAÇ	0.12293	0.81726
Fragmento de inseto	FI	-0.0025752	-0.0010125
Odonata	ODO	-0.0032166	0.00026366
Alga	ALG	0.075798	-0.045163
Larvas de diptera	DIP	-0.0013323	0.0048144
Veliidae	VEL	-2.8271E-05	-1.8116E-05
Cladocera	CLAD	2.3507E-05	0.00049212
Copepoda	COP	0.00058645	0.00076931
Trichoptera	TRIC	1.3172E-05	0.0007023
Ephemeroptera	EPH	3.7254E-06	1.173E-05
Variância total		77,72%	17,59%
Variância acumulada			95,31%

Pelo resultado da PCA, cujos escores estão apresentados na Tabela 9, foi possível observar a formação de 2 grupos: um formado pelos indivíduos de T3, T4 e T5; e outro composto pelos indivíduos de T1 e T2 (Figura 5). Os itens alimentares mais influentes na formação destes grupos foram 'material vegetal', 'sedimento e ração' no primeiro grupo e a massa não identificada no segundo grupo.

Tabela 9 - Escores da PCA realizada com os valores de IAI referente à dieta dos peixes em seus respectivos tanques e tratamentos.

Tratamento	Tanque	Atributos	PC 1	PC 2
T1	3	T1-3	0.3832	-0.12293
	8	T1-8	0.42824	-0.072692
	10	T1-10	0.62115	-0.074832
	13	T1-13	0.51114	-0.038197
T2	9	T2-9	0.63055	-0.081862
	11	T2-11	0.4976	0.023912
	14	T2-14	0.59574	-0.088054
	19	T2-19	0.60112	-0.073116
T3	2	T3-2	-0.052506	0.63371
	6	T3-6	-0.39611	-0.16245
	12	T3-12	-0.25256	0.55196
	16	T3-16	-0.2743	0.076494
T4	4	T4-4	-0.36593	0.12788
	17	T4-17	-0.084814	0.031787
	18	T4-18	-0.48073	-0.086147
	20	T4-20	-0.6461	-0.29922
T5	5	T5-5	-0.67538	-0.29365
	7	T5-7	-0.51252	-0.10807
	15	T5-15	-0.52779	0.055464

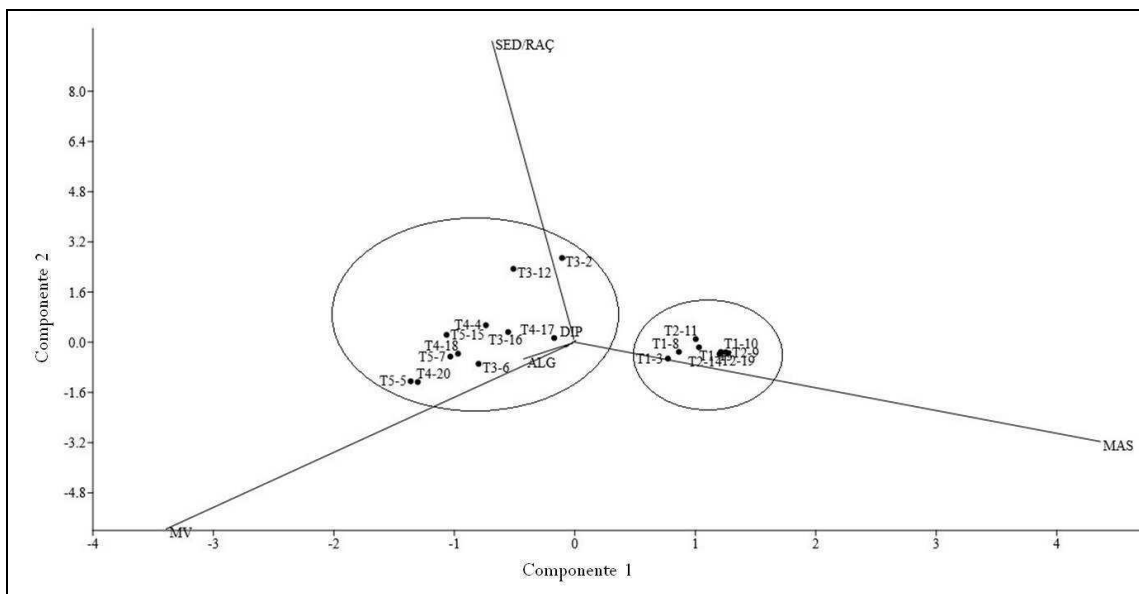


Figura 5 - Representação gráfica do agrupamento formado pela PCA baseada nos valores de IAI das espécies nos diferentes tratamentos pela ordenação dos itens alimentares (SED/RAÇ= sedimento/ração; MV= material vegetal; MAS= massa não identificada; ALG=alga; DIP=larvas de diptera).

4.4 EFEITO DOS TRATAMENTOS NA SOBREVIVÊNCIA E GANHO EM PESO DAS ESPÉCIES

Inicialmente o experimento foi balanceado, mas no tanque 1, uma das réplicas onde foi aplicado o tratamento 5, todos os indivíduos de *Oreochromis niloticus* morreram, por razões desconhecidas. Durante o experimento, alguns animais também morreram como pode ser observado na Tabela 10, onde está apresentada a taxa de sobrevivência dos peixes e os valores médios em ganho de peso (g) em cada um dos tratamentos após o período de avaliação.

A inspeção visual do diagrama de dispersão entre a porcentagem de sobrevivência (S%) versus o ganho médio em peso (GMP) mostra que não existe nenhuma relação entre essas duas variáveis como pode ser visto na Figura 6.

Tabela 10 - Média do ganho de peso por tratamento (Média GP) e valores de ganho médio de peso (GMP) e taxa de sobrevivência (S%) dos peixes por tanque.

Tratamento	Média GP (g)	Tanque	GMP (g)	S (%)
T1	33,1	3	52,5	100
		8	31,37	100
		10	25,25	100
		13	23,46	100
T2	21,3	9	16,39	75
		11	22,60	93,75
		14	21,42	100
		19	24,88	100
T3	87,35	2	93,37	100
		6	90,88	93,75
		12	77,67	93,75
		16	87,51	100
T4	111,4	4	144,91	87,5
		17	108,87	87,5
		18	108,66	93,75
		20	94,12	100
T5	131,7	5	149,50	100
		7	113,37	100
		15	132,25	100

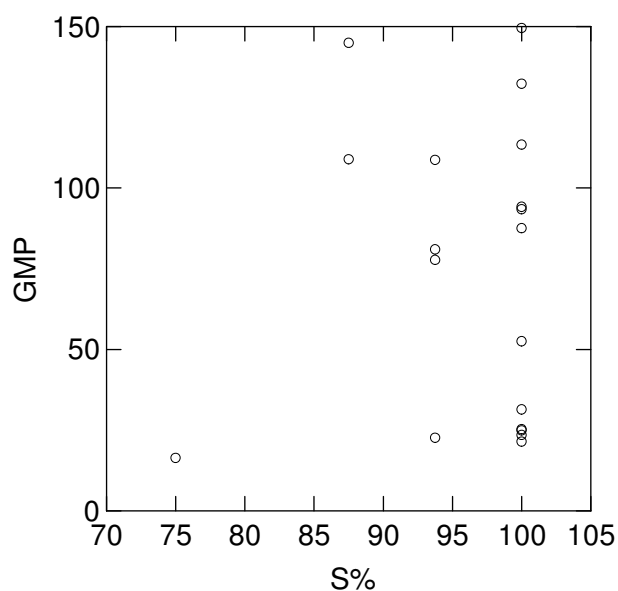


Figura 6 - Diagrama de dispersão entre a porcentagem de sobrevivência (S%) e o ganho médio em peso (GMP).

Sendo assim, considerando que não seria indicado realizar o teste T^2 de Hotelling, onde o ganho em peso e a porcentagem de sobrevivência seriam as variáveis resposta (Zar, 2010), foram realizadas duas ANOVAS independentes: a primeira considerando a porcentagem de sobrevivência como variável resposta (Tabela 11) e a segunda a partir dos dados de ganho médio de peso (Tabela 12).

Tabela 11 – Resultados da ANOVA One-way realizada a partir dos dados de sobrevivência ($CV = (\sqrt{\text{resíduo}/X_{\text{med}}}) \times 100$). Variável dependente S%, $R^2 = 0.290$; $CV = 6,59\%$; X_{med} – média geral do experimento.

Fontes de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	P
Tratamento	231.291	4	57.823	1.429	0.276
Resíduo	566.406	14	40.458		
Total	797.697	18			

Tabela 12 – Resultados da ANOVA One-way realizada a partir dos dados de ganho médio de peso (GMP) ($CV = (\sqrt{\text{resíduo}/X_{\text{med}}}) \times 100$). Variável dependente GMP, $R^2 = 0.901$; $CV = 18,8\%$. X_{med} – média geral do experimento.

Fontes de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F	P
Tratamento	34916.1	4	8729.0	44.06	8,746E-08
Resíduo	2773.5	14	198.1		
Total	37689.6	18			

Como se pode ver na Tabela 11, não há efeito significativo dos tratamentos sobre a taxa de sobrevivência dos peixes, enquanto que sobre os dados de ganho médio de peso (Tabela 12) o efeito é altamente significativo ($p < 0.001$), indicando que pelo menos duas das médias de ganho de peso dos tratamentos são diferentes. Este experimento, com coeficiente de variação de 18.8%, tem uma precisão bastante aceitável quando comparado a *quasi* experimentos observacionais (Campbell & Stanley, 1966). A análise de resíduos, avaliados pelo teste de Shapiro-Wilks, mostrou que eles são normais e as variâncias, avaliadas pelo teste de Levene, são homogêneas. Os valores médios, desvio padrão mínimo e máximo do ganho em peso (g) dos lotes de peixes por tratamento estão representados na Figura 7.

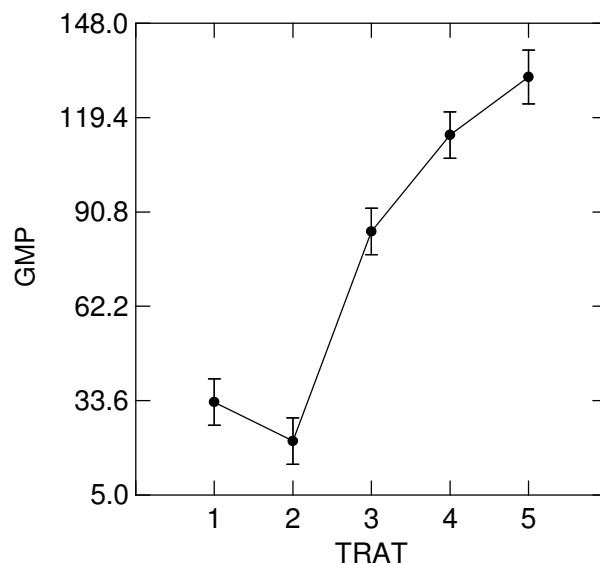


Figura 7 – Valores médios, desvio padrão mínimo e máximo do ganho médio em peso (GMP) (g) por tratamento.

Considerando o resultado altamente significativo da ANOVA, a seguir foi realizado o teste de Tukey com as médias amostrais dos 5 tratamentos cuja matriz de probabilidades está representada na Tabela 13.

Tabela 13 - Matriz de probabilidades do teste HSD de Tukey realizado com as médias amostrais do ganho médio em peso (GMP) dos 5 tratamentos.

	T1	T2	T3	T4	T5
T1	1				
T2	0.78	1			
T3	0.00	0.00	1		
T4	0.00	0.00	0.12	1	
T5	0.00	0.00	0.01	0.46	1

Ordenando as médias dos tratamentos, da maior para a menor, e indicando com as mesmas letras as médias estatisticamente iguais (Tabela 14) é possível verificar que as médias dos tratamentos 5 e 4 são iguais e maiores que a média dos tratamentos 1 e 2. A média do tratamento 4 é igual à média do tratamento 3 que é maior que as médias 1 e 2, que por sua vez são iguais. Desta forma, os resultados obtidos mostram que existe uma significativa diferença entre os ganhos médios de peso entre carás e tilápias. Porém o aumento da densidade tanto para *Geophagus brasiliensis* como para *Oreochromis niloticus* não causou alterações significativas no ganho em peso, quando comparados

dentro de cada espécie, enquanto que o consorciamento de *Geophagus brasiliensis* com *Oreochromis niloticus* (tratamento 3), resultou num ganho de peso médio intermediário.

Tabela 14 - Valores de ganho médio de peso (GMP) dos tratamentos, ordenadas da maior para a menor, indicando com as mesmas letras os valores estatisticamente iguais.

Tratamento	Média GP (g)
T5	131.7 ^a
T4	111.4 ^{a,b}
T3	87.35 ^b
T1	33.1 ^c
T2	21.3 ^c

Ao decompor a média do tratamento 3 (Tabela 15), o ganho médio em peso de *Oreochromis niloticus* é de 150,42g (n=30), ou seja, essa média é numericamente maior à dos tratamentos 4 e 5. Já para *Geophagus brasiliensis*, a média é de 28,69g (n=32), numericamente intermediária entre as médias dos tratamentos 1 e 2. Segundo este delineamento experimental, não é possível comparar as médias decompostas para cará e tilápia dentro do tratamento 3. Seria necessário um outro experimento para elucidar essa questão.

Tabela 15 - Valores decompostos do ganho médio de peso (GMP) e taxa de sobrevivência (S%) dos peixes, submetidos ao tratamento 3, por tanque e a média do ganho de peso por espécie (Média GP).

Espécie	Média GP (g)	Tanque	GMP (g)	S(%)
<i>G. brasiliensis</i>	28,7	2	29,0	100
		6	31,62	100
		12	24,25	100
		16	29,88	100
<i>O. niloticus</i>	150, 2	2	157,75	100
		6	159,21	93,75
		12	138,73	93,75
		16	145,12	100

Avaliando as variáveis abióticas, ou seja, os dados físicos e químicos da água, os recursos disponíveis (biomassas perifítica e fito e zooplanctônica) e os dados biométricos dos peixes, por meio de uma PCA, foi possível verificar que esses atributos não foram importantes quando comparados ao ganho médio em peso, o qual se destaca fortemente (Tabela 16).

Tabela 16 - Resultado da análise de componentes principais com os dados das variáveis abióticas e bióticas levantadas no experimento: valores obtidos para os atributos em cada componente principal com as duas maiores porcentagens de variâncias. Valores em negrito destacam os atributos que mais contribuíram para a variância observada.

Atributos	Código	Comp 1
Temperatura	TEMP	-0,0001132
Oxigênio dissolvido	OD	-5,288E-05
pH	PH	-0,001374
Condutividade	COND	-0,0001338
Sólidos suspensos orgânicos	SSO	-7,102E-07
Sólidos suspensos inorgânicos	SSI	2,31E-07
Biomassa fitoplanctônica	Cl-a	-1,159E-05
Biomassa zooplanctônica (Copepoda)	COP	0,01584
Biomassa zooplanctônica (Cladocera)	CLAD	-0,002696
Biomassa perifítica	PRF	5,958E-05
Ganho médio em peso	GMP	0,9995
Crescimento médio	CM	0,02034
Peso estômagos	EST	0,01185
Peso gordura	GDR	0,01246
Taxa de sobrevivência nos tanques	S%	0,005924
Grau de repleção 0 (%)	R0	-0,0004718
Grau de repleção 1 (%)	R1	-0,000561
Grau de repleção 2 (%)	R2	0,000515
Grau de repleção 3 (%)	R3	0,0007427
Grau de repleção 4 (%)	R4	-0,0002313
Variância total		96,27 %

5 DISCUSSÃO

Para melhor compreensão do funcionamento e das interações existentes nos ecossistemas aquáticos é necessário conhecer todos os fatores bióticos e abióticos que compõem este sistema. Das principais variáveis que orientam os parâmetros físicos e químicos da água, as mais relevantes neste estudo foram a temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido (Tabela 4). Estas variáveis abióticas desempenham um importante papel nos ecossistemas aquáticos, exercem grande influência nas comunidades que os habitam e são as que mais são influenciadas pelas épocas do ano (Esteves, 1998). Neste estudo, entretanto, não houve influência da sazonalidade, visto que o mesmo foi realizado durante uma única estação e os parâmetros físicos e químicos da água de todos os tanques, analisados durante o experimento, mantiveram-se dentro da faixa aceitável para o desenvolvimento de ambas as espécies, com exceção da temperatura que, devido à época do experimento (março a junho), se manteve abaixo da faixa de conforto térmico da tilápia (entre 27 a 32°C) (Kubitza, 1999).

Quanto às variáveis bióticas mensuradas, foram incluídas o fitoplâncton, o zooplâncton por constituírem a maior parte do alimento de muitas espécies de peixes cultivadas (Tavares & Rocha, 2003), e o perifíton por também se constituir em importante alimento para muitos organismos aquáticos (Moschini-Carlos, 1999), inclusive para peixes como a tilápia (*Oreochromis* sp.) e o cará (*Geophagus* sp.) que já foram observados alimentando-se do perifíton aderido a substratos artificiais (Pérez, 1992). De acordo com os resultados obtidos nesta dissertação, foi possível constatar através das one-way ANOVAs que não houve diferença significativa na disponibilidade desses recursos entre os tanques (Tabela 6), não havendo, portanto, influência dessas variáveis na composição da dieta, sobrevivência e ganho em peso dos peixes neste experimento.

Esta verificação foi relevante, pois segundo Roche e Rocha (2005) a dieta dos peixes é influenciada pela relação entre a disponibilidade de alimentos e a preferência alimentar. Sendo assim, é necessário conhecer os recursos disponíveis nos sistemas em estudo, pois nem sempre um item presente no estômago de uma espécie é o seu alimento preferido, visto que o mesmo pode ter sido ingerido devido a sua maior disponibilidade e em consequência da falta ou escassez do seu alimento preferido (Zavala-Camin, 1996). Considerando que tanto *G. brasiliensis* quanto *O. niloticus* são espécies classificadas por diversos autores como onívoras com alta plasticidade trófica

(Lazzaro, 1990; Abelha *et al.*, 2001), a variação da alimentação observada neste trabalho, se deu provavelmente mais por uma preferência alimentar da espécie face à variedade de recursos disponíveis, do que pela quantidade de recurso em si, pois as ANOVAs acima mencionadas mostraram que não houve alteração significativa dessa disponibilidade em função dos tratamentos.

A composição da dieta dos peixes apresentou 17 categorias de itens alimentares (Tabela 7), dos quais se destacam: material vegetal, sedimento, ração e uma massa de coloração branca, homogênea, não identificada (Tabela 8). A PCA realizada com os valores do índice alimentar (IAi) mostrou a formação de dois grandes grupos (Figura 5). Sendo assim, é possível verificar que o item predominantemente consumido pelos indivíduos submetidos aos tratamentos 1 e 2 é diferente daquele que foi consumido nos tratamentos 3, 4 e 5, o que sugere não ter havido competição por recursos entre as espécies. Velludo (2007), em estudo realizado na represa do Lobo (Broa), verificou grande sobreposição e competição das espécies introduzidas de tilápias, *O.niloticus* e *T.rendalli*, com espécies nativas, inclusive *G. brasiliensis*, mas concluiu que na época do estudo não havia possibilidade de exclusão competitiva devido à grande oferta de alimento no ambiente estudado. Medidas de sobreposição no uso de recursos alimentares são procedimentos importantes para a compreensão da estrutura de comunidades (Krebs, 1989). No entanto, como pudemos verificar neste estudo, a sobreposição por si só não pode ser traduzida em competição, de forma que as distribuições horizontais e verticais, o horário de forrageamento e a abundância relativa das espécies envolvidas também devem ser considerados (Araújo-Lima *et al.*, 1995).

A dieta de *G. brasiliensis*, se mostrou pouco diversificada neste estudo, sendo composta predominantemente pelo item alimentar caracterizado por uma massa clara e homogênea não identificada. Outros itens que foram consumidos em menor quantidade foram larvas de díptera, material vegetal, sedimento e ração que, segundo Abelha e Goulart (2004), caracterizam o forrageamento diversificado dessa espécie sobre recursos alimentares bentônicos. A prevalência de alimentos coletados no fundo ressalta o comportamento alimentar beliscador/escavador de *G. brasiliensis*, também descrito por Sabino e Castro (1990) por meio de observações subaquáticas em um riacho de Floresta Atlântica (rio Indaiá-SP), onde a espécie empregou a tática alimentar de coleta de substrato e separação da presa (*picking up substrate and sorting prey*), na qual o substrato é abocanhado com a protrusão da maxila superior e o sedimento expelido pela boca e aberturas operculares.

Dentre as larvas de diptera detectadas nos estômagos dos carás, destaca-se a família Chironomidae, que segundo Nunes (2012), foi o item alimentar mais consumido pela espécie mesmo quando disponível em pequena densidade no ambiente. A autora, ao calcular o coeficiente de seletividade alimentar de *G. brasiliensis* sobre a comunidade bentônica nas represas do Fazzari e Broa, verificou grau de seletividade positiva da espécie pelos Chironomidae, de forma que alguns indivíduos apresentaram somente este item em seus estômagos.

A respeito da ração fornecida como complementação aos peixes, os resultados mostraram baixo índice de consumo desse item pelos indivíduos de *G. brasiliensis*. O fato também foi verificado por Amaral Jr. *et al.* (2011) ao relatarem em seu trabalho que o cará não teve uma boa aceitação pela ração durante o início do experimento, chegando a apresentar médias totais de peso menores do que na primeira biometria realizada, ao contrário da tilápia que pareceu ter se adaptado muito bem às condições do cultivo.

Verificou-se neste estudo, que *O. niloticus* consumiu alimentos de natureza distinta, incluindo em sua dieta recursos de origem vegetal e animal, além de detritos e sedimentos. A grande quantidade de sedimento detectado nos estômagos das tilápias, deve estar relacionada à filtração do plâncton, normalmente exercida durante a noite quando a falta de luz prejudica a predação visual de organismos maiores, tais como insetos, pois o sedimento por si só não é caracterizado como alimento, sendo composto pelos organismos encontrados aderidos às partículas e, principalmente algas, algas filamentosas e diatomáceas, provavelmente pertencentes à comunidade perifítica. Os itens 'ração', 'material vegetal' e 'alga' também contribuíram para a composição da dieta das tilápias, que segundo Furtado-Ogawa & Souza (1986), tem uma dieta muito variada em sua fase adulta, sendo constituída além de algas, por plantas superiores, microcrustáceos, moluscos e restos de origem animal e vegetal. Attayde *et al.*, 2007 ainda relatam que a tilápia, particularmente, por apresentar uma grande plasticidade trófica, pode, algumas vezes, preferir predação diretamente algas e cianobactérias macroscópicas fitoplanctônicas.

Os resultados também permitem concluir que indivíduos com morfologia semelhante, tais como carás e tilápias, não apresentam necessariamente a mesma dieta. De certa forma, isto contradiz a ideia de que os padrões morfológicos das espécies estariam diretamente relacionados com o seu modo de alimentação, onde espécies com padrões morfológicos semelhantes apresentam hábitos alimentares semelhantes (Peres-Neto, 1999; Ward-Campbell *et al.*, 2005) e enfatiza a necessidade de estudos de caráter

holístico, que analisam a morfologia trófica, considerando aspectos relacionados ao ambiente, fisiologia, comportamento, morfologia funcional e interações com outras espécies, por exemplo. Observações neste sentido já foram realizadas anteriormente por Nunes (2012) que verificou em estudos ecomorfológicos que apesar da morfologia da boca destes peixes estar beneficiando a alimentação na região bentônica, as categorias tróficas entre eles foram diferentes, indicando que outros fatores do ambiente poderiam influenciar suas dietas.

Com relação ao ganho em peso, verifica-se que, apesar das semelhanças morfológicas entre *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus*, a diferença desse atributo entre estas espécies é notória (Tabela 12). Considerando o resultado evidenciado pela PCA realizada com os dados biométricos dos peixes e as variáveis bióticas e abióticas da água dos tanques (Tabela 16), pode-se atribuir a variação do ganho em peso ao tratamento em si, ou seja, às diferentes densidades estabelecidas para a realização do experimento e não pela influência das variáveis bióticas/abióticas da água. Em estudo realizado por Amaral Jr. *et al.* (2011), foi verificado que os indivíduos de *O. niloticus* cresceram mais do que o dobro de *G. brasiliensis*, fato que os autores atribuem às variações no metabolismo entre as duas espécies.

Quanto às influências intraespecíficas, os resultados evidenciam que, tanto para *Oreochromis niloticus* quanto para *Geophagus brasiliensis*, não houve diminuição significativa do ganho médio de peso quando aumentada a densidade de indivíduos da mesma espécie (Tabelas 13 e 14), resultado que claramente não pode ser extrapolado para densidades excessivas. Entretanto, de acordo com Ricklefs (2003), como os indivíduos de uma mesma população se assemelham nas habilidades de exploração de recursos, estes se tornam potencialmente mais competitivos, reduzindo os níveis de recurso de um modo dependente da densidade e de forma que quanto mais aglomerada a população, mais forte a pressão da competição intraespecífica.

O fato disso não ter sido verificado no presente estudo, pode ser explicado por Corrêa *et al.* (2010) que, ao descreverem o comportamento de peixes, afirmam que as disputas por território e alimento ocorrem tanto em densidades baixas quanto em altas gerando um maior estresse dos indivíduos, e como consequência uma diminuição na quantidade de alimento ingerido (Wolkers, 2010), pois os peixes passariam mais tempo disputando território que se alimentando.

Por outro lado, isto também pode ser explicado pelas características biológicas e comportamentais das duas espécies, consideradas generalistas e oportunistas, com alta

plasticidade trófica e que apresentam forte comportamento territorial, de forma que as disputas por território e alimento também ocorrem em densidades baixas destas espécies (Lowe-McConnell, 1999; Garcia e Vieira, 2000; Stefani, 2006).

Com relação aos resultados obtidos no tratamento 3 onde tivemos a junção das duas espécies (Tabela 15), o ganho médio em peso ($X_{\text{trat3}}=150,2$) de *Oreochromis niloticus* foi numericamente maior ao do tratamento 5 ($X_{\text{trat5}}=131,7$), enquanto que *Geophagus brasiliensis* apresentou um ganho médio numericamente intermediário ($X_{\text{trat3}} =28,7$) entre as médias dos tratamentos 1 ($X_{\text{trat1}}=33,1$) e 2 ($X_{\text{trat2}}=21,3$). Considerando que o consorciamento beneficiou *Oreochromis niloticus* em proporção muito maior que *Geophagus brasiliensis*, os resultados deste estudo sugerem que há competição interespecífica e que o espaço pode ter sido o principal fator de disputa entre as espécies, uma vez que não houve alteração significativa na alimentação.

Isso pode ser atribuído ao fato de *Oreochromis niloticus*, além de apresentar comportamento territorial mais intenso que *Geophagus brasiliensis*, também é descrita como bastante agressiva (Medeiros *et al.*, 2005) sendo comum a competição por território onde há vários indivíduos ocupando o mesmo lugar (Oliveira e Galhardo, 2007). Tais características prejudicam outras espécies de peixes, podendo em ambiente natural, inclusive, levar a uma diminuição de suas populações.

Tal efeito negativo sobre outras espécies também está relacionado com a capacidade de *Oreochromis niloticus* formar densas populações nos corpos d'água em que ocorrem (Attayde *et al.*, 2007). Sanches *et al.* (2012) mostraram que a agressividade de *Oreochromis niloticus* frente à *Geophagus brasiliensis* só foi completamente inibida quando estes apresentavam tamanho 50% maior. Os autores afirmam ainda que, de forma geral, foram raros os casos em que as espécies coabitaram pacificamente o ambiente.

6 CONCLUSÃO

Com os resultados obtidos neste estudo pode-se concluir que:

- Não houve alteração significativa na dieta dos peixes que indique competição intraespecífica por alimento nas condições deste experimento, pois não foi verificada alteração dos itens consumidos pelos peixes submetidos aos tratamentos onde houve o aumento da densidade da mesma espécie (entre T1 e T2 nem entre T4 e T5);
- Os itens predominantemente consumidos pelas espécies *G. brasiliensis* e *O. niloticus* foi diferente, sendo assim sugere-se que não houve competição interespecífica por alimento entre elas;
- A diferença de ganho em peso entre *G. brasiliensis* e *O. niloticus*, apesar das semelhanças morfológicas entre as espécies, é notória e pode ser atribuída ao tratamento em si, ou seja, às diferentes densidades estabelecidas neste experimento e não pela influência das variáveis bióticas/abióticas da água;
- Quanto às influências intraespecíficas, não houve diminuição significativa do ganho médio em peso, tanto para *Oreochromis niloticus* quanto para *Geophagus brasiliensis*, quando aumentada a densidade de indivíduos da mesma espécie, resultado que claramente não pode ser extrapolado para densidades excessivas;
- Com relação ao ganho em peso verificado no tratamento 3, onde tivemos a junção das duas espécies, os resultados deste estudo sugerem que há competição interespecífica e que o espaço pode ter sido o principal fator de disputa entre as espécies, uma vez que o consorciamento beneficiou *Oreochromis niloticus* em proporção muito maior que *Geophagus brasiliensis* e não houve alteração significativa na alimentação.

REFERÊNCIAS

- ABELHA, M. C. F., AGOSTINHO, A. A., GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Sci. Biol. Sci.**, Maringá, v. 23, n.2, p. 425-434, 2001.
- ABELHA, M. C. F., GOULART, E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, estado do Paraná, Brasil. **Acta Sci. Biol. Sci.**, Maringá, v. 26, n. 1, p. 37-45, 2004.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F. Ameaça Ecológica: peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 124, p. 26-44, 1996.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-McCONNEL, R. H. (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 374-400.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M., JÚLIO JR, H. F. Introdução de espécies de peixes em águas continentais brasileiras: uma síntese. In: ROCHA, O. et al. (Ed.) **Espécies invasoras de águas doces – estudos de caso e propostas de manejo**. São Carlos: EdUFSCar, 2005. p. 13-23.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M., JÚLIO JR, H. F. Biodiversidade e introdução de espécies de peixes: unidades de conservação. In: CAMPOS, J.B.; TOSSULINO, M.G.P., MÜLLER, C.R.C. (Org.). **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006. p. 95-117.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. ; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007.
- AGUIARO, T.; CARAMASCHI, E. P. Trophic guilds in fish assemblages in three coastal lagoons of Rio de Janeiro state (Brazil). **Verhandlungen International Vereinigung Limnologie**, Stuttgart, v. 26, n. 5, p. 2166-2169, 1998.
- AMARAL JR, H. et al. Pesquisa de comparação entre a taxa de crescimento do acará *Geophagus brasiliensis* e a tilápia *Oreochromis niloticus* em condições de monocultivo intensivo utilizando ração e alimento vivo. **REDVET-Revista Electrónica Veterinária**, Zaragoza, Espanha, v. 12, n. 9, 2011. Disponível em:<<http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n090911.html>>. Acesso em: 16 jul. 2014
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard methods for the examination of water and wastewater. **Standard Methods on Line**. 2005. Disponível em:<<http://www.standardmethods.org>>. Acesso em: 20 fev. 2014.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in brazilian rives and reservoirs. In: TUNDISI, J. B.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). **Limnology in Brazil**. São Paulo, ABC/SBL, 1995. p.105-136.

- ATTAYDE, J. L. et al. Impactos da introdução da tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma caatinga. **Oecologia Brasiliensis**, Universidade Federal do Rio de Janeiro (PPGENF-UNIRIO), v. 11, n. 3, 2007.
- BEGON, M., TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- CAMPBELL, D. T.; STANLEY, J. C. **Experimental and quasi-experimental designs for research**. Chicago: Rand McNally, 1966.
- CASELLA, G. **Statistical design principles, recommendations, and opinions**. Berlin: Springer, 2006.
- COMISSÃO NACIONAL DE BIODIVERSIDADE (CONABIO). **Resolução CONABIO nº 5 de 21 de outubro de 2009**, 2009. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/conabio>>. Acesso em: 15 fev. 2015.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Zooplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo**. Norma técnica, L5.304. São Paulo: CETESB, 2012. 13 p.
- CORRÊIA, V. et al. Efeito da densidade de estocagem e a resposta de estresse no policultivo de jundiá (*Rhamdia quelen*) e carpa húngara (*Cyprinus carpio*). **Revista da FZVA**, Uruguaiiana, v. 17, n. 2, p. 170 -185, 2010.
- DIGBY, P. G. N.; KEMPTON, R. A. **Multivariate analysis of ecological communities**. London: Chapman: Hall, 1987. 206 p.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.
- FURTADO, J. F. R. **Piscicultura: uma alternativa rentável**. Guaíba: Agropecuária, 1995. 180 p.
- FURTADO-OGAWA, E.; SOUZA, L. V. Dados sobre a alimentação de *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1976), na época de estiagem (agosto-novembro) no estado do Ceará, Brasil. **Ciê. Agron.**, Fortaleza, v. 17, n. 2, p. 25-32, 1986.
- GARCIA A. M.; VIEIRA P. J. Abundância e diversidade da assembleia de peixes dentro e fora de uma pradaria *Ruppia marítima* L., no estuário da lagoa dos patos (RS-Brasil). **Atlântica**, Rio Grande, v.19, p. 161-182, 2000.
- GOTELLI, N. J. **Ecologia**. 4. ed. Londrina: Planta, 2009.
- HAHN, N. S. et al. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Rio Paraná) nos primeiros anos de sua formação. **Interciência**, Caracas, v. 23, n. 5, p. 299-305, 1998.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica** (On Line Version), v.4, p.1-9, 2001. Disponível em: <<http://palaeo-electronica.org>. Acesso em: 13 março de 2015.

HELLAWELL, J.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **J. Fish Biol.**, London, v. 18, n. 3, p. 29-37, 1971.

HERRÁN, R. A. Análisis de contenidos estomacales en peces: revisión bibliográfica de los objetivos y la metodología. **Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía**, Madrid, v. 63, p. 1-73, 1988.

HUXHAM, M.; SUMMER, D. **Science and environmental decision making**. Harlow: Pearson, 2000. 288 p.

HYNES, H. B. N. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*) with a review of methods used in studies of the food of fishes. **J. Anim. Ecol.**, Oxford, v. 19, p. 36-58, 1950.

HYSLOP, E. J. Stomach content analysis: a review of methods and their applications. **J. Fish Biol.**, Southampton, v. 17, n. 4, p. 411-429, 1980.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). Guias para la prevención de pérdidas de diversidad biológica ocasionadas por especies exóticas invasoras. **The World Conservation Union**, Gland: 51ra Sésion del Consejo, 2000. Disponível em: <<http://www.iucn.org>. Acesso em: 15 fev. 2015.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Bol. Inst. Oceanogr.**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 205-207, 1980.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper-Collins, 1989. 370 p.

KUBITZA, F. Nutrição e alimentação de tilápias. **Panorama da Aquicultura**, Jundiaí, v. 9, n. 52, p. 41-49, 1999.

KULLANDER, S. O. Family Cichlidae. In: REIS, R.E., KULLANDER, S.O., FERRARIS, C. J. (Org.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: Edipucrs, 2003. p. 605-654.

LAZZARO, X. Feeding convergence in South American African zooplanktivorous cichlids *Geophagus brasiliensis* and *Tilapia rendalli*. **Environ. Biol. Fishes**, Dordrecht, n. 31, p. 283-293, 1990.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Edusp, 1999. 584p.

MANLY, B. J. F. **Métodos estatísticos multivariados**. 3. ed. New York: Bookman, 2008. 230 p.

MEDEIROS, A. P. T. et al. Encontros agonísticos e territorialidade entre machos de híbrido vermelho de tilápia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) x *Oreochromis mossambicus* (Peters, 1852) e de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (Cichlidae). **Revista Brasileira de Zoociência**, Juiz de Fora, v. 7, n. 2, p. 273-284, 2005.

MESCHIATTI, A. J. Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do rio Mogi Guaçu, SP. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v.7, p. 115-137, 1995.

MOSCHINI-CARLOS, V. Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPÊO, M. L. M. (Org.). **Perspectivas na limnologia no Brasil**. São Luís: União, 1999. p. 1-11. (v. 1).

NUNES, M. V. **Interações tróficas entre a espécie *Geophagus brasiliensis* e a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios de diferentes graus de trofia**. 2012. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. **Archiv für Hydrobiologie**, Stuttgart, v. 14, n. 1, p. 14-36, 1980.

OLIVEIRA, R. F.; GALHARDO, L. Sobre a aplicação do conceito de bem-estar a peixes teleósteos e implicações para a piscicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 36, p.77-86, 2007.

PERES-NETO, P. R. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riacho. In: CARAMASCHI, E. P., MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Ed.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. p. 209-236. (Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI).

PÉREZ, G. R. **Fundamentos de limnologia neotropical**. Antioquia: Universidad de Antioquia. 1992. 529 p.

PETERS, R. **A critique for ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 384 p.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Planta, 2001. 328 p.

RESENDE, J. C. et al. Qualidade da água e ictiofauna do córrego São José, São Carlos (SP): ênfase nos impactos gerados por lixão desativado. **Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas - UFSM, Ciência e Natura**, Santa Maria: UFSM, v. 36, n. 3, p. 287– 300, 2014.

- RIBEIRO, A. R.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre, v. 104, n. 4, p. 404-412, 2014.
- RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 503 p.
- ROCHA, O. et al. O problema das invasões biológicas em águas doces. In: ROCHA, O. et al. (Ed.). **Espécies invasoras de águas doces** – estudos de caso e propostas de manejo. São Carlos: EdUFSCar, 2005. p. 9-12.
- ROCHE, KF.; ROCHA, O. Aspectos de predação por peixes em lagos e represas, com enfoque na planctivoria. In: ROCHE, KF.; ROCHA, O. **Ecologia trófica de peixes, com ênfase na planctivoria em ambientes lênticos de água doce no Brasil**. São Carlos: RiMa, 2005. p. 1-24.
- RUXTON, G.; COLEGRAVE, N. **Experimental design for the life sciences**. 2. ed. Oxford: Oxford University Press, 2006. 184 p.
- SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta atlântica (sudeste do Brasil). **Rev. Bras. Biol.**, Rio de Janeiro, v. 50, p. 23-36, 1990.
- SANCHES, F. H. C. et al. Aggressiveness overcomes body-size effects in fights staged between invasive and native fish species with overlapping niches. **PLOS ONE**, São Francisco, v. 7, n. 1, p. 1-5, 2012.
- SANTOS, A. F. G. N.; SANTOS, L. N.; ARAÚJO, F. G. Water level influences on body condition of *Geophagus brasiliensis* (Perciformes, Cichlidae) in a brazilian oligotrophic reservoir. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 2, n. 3, p. 151-156, 2004.
- SIMBERLOFF, D. 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 5, n.3, p. 179-192, 2003.
- SMITH, W. S.; BARRELLA, W. The ichthyofauna of the marginal lagoons, SP, Brazil: composition, abundance and effect of the anthropogenic actions. **Rev. Bras. Biol.**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 4, p. 627-640, 2000.
- SMITH, W. S., ESPÍNDOLA, E. L. G., ROCHA, O. As espécies de peixes introduzidas no rio Tietê. In: ROCHA, O. et al. (Ed.). **Espécies invasoras de águas doces** – estudos de caso e propostas de manejo. São Carlos: EdUFSCar, 2005. p. 165-179.
- SMITH, W. S.; PETRERE JR, M. Fish, Itupararanga reservoir, Sorocaba river drainage, São Paulo, Brazil. **Check List**, Rio Claro, v. 3, n. 2, p. 131-136, 2007.
- SMITH, W. S., PETRERE JR, M., BARRELLA, V. Fish, Sorocaba river sub-basin, state of São Paulo, Brazil. **Check List**, Rio Claro, v. 3, n. 3, p. 282-286, 2007.

SMITH, W.S., BIAGIONI, R. C.; HALCSIK, L. Fish fauna of floresta nacional de Ipanema, São Paulo state, Brazil. **Biota Neotrop.**, Campinas, v. 13, n. 2, 2013.

SOUZA, J. E. et al. Estrutura da população e aspectos reprodutivos de *Cichla cf. ocellaris* Bloch & Schneider, 1801 (Perciformes, Cichlidae) introduzido na represa do Lobo (Broa), estado de São Paulo. In: ROCHA, O. et al. (Ed.). **Espécies invasoras de águas doces** – estudos de caso e propostas de manejo. São Carlos: EdUFSCar, 2005. p. 59-71.

STEFANI, P. M. **Ecologia trófica de espécies alóctones (*Cichla cf. ocellaris* e *Plagioscion squamosissimus*) e nativa (*Geophagus brasiliensis*) nos reservatórios do rio Tietê**. 2006. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

STEVENS, R. D.; WILLING, M. R. Size assortment of new world bat communities. **Journal of Mammalogy**, v. 80, n.2, p. 644-658, 1999.

STEVENS, R. D.; WILLING, M. R. Community structure, abundance, and morphology. **Oikos**, Hoboken, v. 88, n.1, p. 48-56, 2000.

TAVARES, L. H.; ROCHA, O. **Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos**. São Carlos: RIMA, 2003. 106 p.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Essentials of ecology**. 2. ed. Malden: Blackwell Pub, 2003. 530p.

UIEDA, V. S. **Comunidade de peixes de um riacho litorâneo: composição, habitat e hábitos**. 1995. 229 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.

UNDERWOOD, A. J. Relationships between ecological research and environmental management. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdã, v. 40, n. 1- 3, p. 123-130, 1998.

VELLUDO, M. R. **Ecologia trófica da comunidade de peixes do reservatório do Lobo (Broa), Brotas - Itirapina/SP, com ênfase à introdução da espécie alóctone *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae)**. 2007. 89 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

VIEIRA, S. **Análise de variância (ANOVA)**. São Paulo: Atlas, 2006.

VITULE, J. R. S. **Distribuição, abundância e estrutura populacional de peixes introduzidos no rio Guaraguaçu, Paranaguá, Paraná, Brasil**. 2008. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Zoologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

VITULE, J. R. S. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v.4, n.2, p. 111-122, 2009.

VITULE, J. R. S., UMBRIA, S. C.; ARANHA, J. M. R. Introduction of the african catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into southern Brazil. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 8, n.4, p. 677-681, 2006.

VITULE, J. R. S.; UMBRIA, S. C.; ARANHA, J. M. R. Record of native amphibian predation by the alien african catfish in the brazilian atlantic rain forest. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences** (On Line Version), v.3, n.2, p. 105-107, 2008. Disponível em: <<http://www.panamjas.org>. Acesso em: 16 jul. 2014.

VONO, V.; BARBOSA, F. A. R. 2001. Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. **Environ. Biol. Fish**, Dordrecht, v.61, n.4, p. 371-379, 2001.

WARD-CAMPBELL, B. M. S.; BEAMISH, F. W. H.; KONGCHAIYA, C. Morphological characteristics in relation to diet in five coexisting thai fish species. **J. Fish Biol.**, London, v.67, n.5, p. 1266-1279, 2005.

WIDMER, W. M. The importance of the experimental approach to the advance of integrated coastal management. **Journal of Integrated Coastal Zone Management** (On Line Version), v.9, n.1, p.7-16, 2009. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/>. Acesso em: 16 jul. 2014.

WILKINSON, L. **Systat 11**. San José, USA: Systat Software Inc., 2004.

WOLKERS, C. P. B. **Controle neuroendócrino de comportamento agressivo de juvenis de matrinxã (*Brycon amazonicus*)**. 2010. 115 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) - Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

ZAMBRANO, L. et al. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in american freshwater systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v.63, n.9, p. 1903-1910, 2006.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5.ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2010. 944p.

ZARET, T. M.; RAND, A. S. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. **Ecology**, Washington, v.52, n.2, p.336-342, 1971.

ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Maringá: Eduem, 1996. 125 p.