



UFGRS
UNIVERSIDADE FEDERAL
DO RIO GRANDE DO SUL



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

RICARDO MANUEL RICCE BAZAN

TEIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DE AÇUDES DA BACIA DO RIO JACUÍ
(BRASIL) INFLUENCIADOS POR ESPÉCIES EXÓTICAS

PORTO ALEGRE

2019

RICARDO MANUEL RICCE BAZAN

**TEIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DE AÇUDES DA BACIA DO RIO JACUÍ
(BRASIL) INFLUENCIADOS POR ESPÉCIES EXÓTICAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de concentração: Biologia e comportamento animal

Orientadora: Prof. Dr. Clarice Bernhardt Fialho

Coorientadora: Prof. Dr. Júlia Giora

PORTO ALEGRE

2019

RICARDO MANUEL RICCE BAZAN

**TEIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DE AÇUDES DA BACIA DO RIO JACUÍ
(BRASIL) INFLUENCIADOS POR ESPÉCIES EXÓTICAS**

Aprovada em ____ de _____ de ____.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Fernando G. Becker

Dr. Ronaldo Angelini

Dra. Adriana Saccol-Pereira

“... a verdadeira felicidade é construída por um estado perpétuo de iniciação, de constante entusiasmo.”

Julio Ramón Ribeyro Z.

Agradecimentos

Agradeço a todos os que direta ou indiretamente me ajudaram durante estes dois anos para a realização deste trabalho.

Às professoras Clarice Bernhardt Fialho e Julia Giora pela orientação.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela bolsa concedida.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Ictiologia por todo o apoio, companheirismo e ajuda, com ensinamentos práticos, teóricos e ideias.

Aos amigos que conheci durante a minha estadia no Brasil e que facilitou muito o dia a dia com seus conselhos e palavras de incentivo.

A minha família, que me conhece e sabe como é meu jeito de trabalhar e de querer o que faço, a meus pais, irmãos, avos, tios e primos que sempre estavam cientes dos meus avanços.

Sumário

Lista de figuras.....	viii
Lista de tabelas.....	x
Resumo	1
Abstract.....	2
1. Introdução.....	3
2. Objetivos	4
2.1. Geral.....	4
2.2. Específicos	4
3. Materiais e Métodos.....	5
3.1. Área de estudo:.....	5
3.2. Coleta e análise de dados	6
3.2.1. Composição da Ictiofauna.....	7
3.2.2. Alimentação	7
3.2.3. Modelagem ecossistêmica	8
Parâmetros da Ictiofauna.....	8
Parâmetros não peixes.....	10
Balanço e validação dos modelos	10
3.2.4. Descrição das análises estruturais do sistema.....	11
Nível Trófico (NT).....	11
Transferência de energia.....	11
Matriz de impacto trófico misto (MTI).....	11
3.2.5. Descrição dos índices do ecossistema.....	11
Índice de espécie-chave (Ksi)	11
Produção primária total / Respiração (PP/R)	12
Índice de onivoria (IO).....	12
Índice de conectividade (IC).....	12
3.2.6. Simulações temporais	12

4.	Resultados	14
4.1.	Composição geral da Ictiofauna	14
4.2.	Alimentação	16
4.3.	Modelagem ecossistêmica	18
4.4.	Transferência de energia	23
4.5.	Matriz de impacto trófico misto	27
4.6.	Índice de espécie-chave (Ksi).....	29
4.7.	Índices ecossistêmicos.....	29
4.8.	Simulações temporais.....	30
4.8.1.	<i>Micropterus salmoides</i> em T1	30
4.8.2.	<i>Micropterus salmoides</i> em T2	33
4.8.3.	<i>Oreochromis niloticus</i> em T1	35
4.8.4.	<i>Oreochromis niloticus</i> em T2	38
5.	Discussão.....	41
6.	Considerações Finais.....	44
7.	Referências	45

Lista de figuras

- Figura 1.** Mapa e pontos de amostragem nos açudes T1, T2, T3 e T4 na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul, RS. 6
- Figura 2.** Dendrograma de similaridade utilizando o coeficiente de Bray-Curtis entre os açudes T1, T2, T3 e T4 na Estação Experimental Agronômica da UFRGS. 15
- Figura 3.** Composição percentual dos itens alimentares calculado para as espécies *Geophagus brasiliensis*, *Micropterus salmoides* e *Oreochromis niloticus* ocorrentes nos diferentes pontos de amostragem na Estação Experimental Agronômica da UFRGS. a) *G. brasiliensis* do ponto T1; b) *G. brasiliensis* do ponto T2; c) *G. brasiliensis* do ponto T3; d) *M. salmoides* do ponto T3; e) *M. salmoides* do ponto T4; e, f) *O. niloticus* do ponto T4. 17
- Figura 4.** Diagrama de fluxo do sistema do açude T1. Cada compartimento/grupo e mostrado como um círculo e seu tamanho e proporcional à biomassa. Os compartimentos/grupos são representados por seus níveis tróficos (eixo “y”) e ligados por relações predador-presa. 25
- Figura 5.** Diagrama de fluxo do sistema do açude T2. Cada compartimento/grupo e mostrado como um círculo e seu tamanho e proporcional à biomassa. Os compartimentos/grupos são representados por seus níveis tróficos (eixo “y”) e ligados por relações predador-presa. 25
- Figura 6.** Diagrama de fluxo do sistema do açude T3. Cada compartimento/grupo e mostrado como um círculo e seu tamanho e proporcional à biomassa. Os compartimentos/grupos são representados por seus níveis tróficos (eixo “y”) e ligados por relações predador-presa. 26
- Figura 7.** Diagrama de fluxo do sistema do açude T4. Cada compartimento/grupo e mostrado como um círculo e seu tamanho e proporcional à biomassa. Os compartimentos/grupos são representados por seus níveis tróficos (eixo “y”) e ligados por relações predador-presa. 26
- Figura 8.** Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T1, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”. 27
- Figura 9.** Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T2, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”. 28
- Figura 10.** Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T3, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”. 28
- Figura 11.** Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T4, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y”

resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.....	29
Figura 12. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T1 com a introdução de <i>M. salmoides</i> , mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.....	31
Figura 13. Biomassa relativa da fauna de peixes representativos do açude T1. Não está incluído <i>M. salmoides</i> . A) Modelo dinâmico gerado com a entrada de <i>M. salmoides</i> com 2,5% da biomassa da ictiofauna total. B) Modelo dinâmico gerado com a entrada de <i>M. salmoides</i> com 17,5% da biomassa da ictiofauna total.....	32
Figura 14. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T2 com a introdução de <i>M. salmoides</i> , mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.....	33
Figura 15. Biomassa relativa da fauna de peixes representativos no açude T2. Não está incluído <i>M. salmoides</i> . A) Modelo dinâmico gerado com a entrada de <i>M. salmoides</i> com 2,5% da biomassa da ictiofauna total. B) Modelo dinâmico gerado com a entrada de <i>M. salmoides</i> com 17,5% da biomassa da ictiofauna total.....	35
Figura 16. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T1 com a introdução de <i>O. niloticus</i> , mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.....	36
Figura 17. Biomassa relativa da fauna de peixes representativos do açude T1. Não está incluído <i>O. niloticus</i> . A) Modelo dinâmico gerado com a entrada de <i>O. niloticus</i> com 2,5% da biomassa da ictiofauna total. B) Modelo dinâmico gerado com a entrada de <i>O. niloticus</i> com 60% da biomassa da ictiofauna total, não está incluído <i>H. aff. malabaricus</i>	37
Figura 18. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T2 com a introdução de <i>O. niloticus</i> , mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.....	38
Figura 19. Biomassa relativa da fauna de peixes representativos do açude T2. Não está incluído <i>O. niloticus</i> . A) Modelo dinâmico gerado com a entrada de <i>O. niloticus</i> com 2,5% da biomassa da ictiofauna total. B) Modelo dinâmico gerado com a entrada <i>O. niloticus</i> com 60% da biomassa da ictiofauna total, não está incluído <i>H. aff. malabaricus</i>	40

Lista de tabelas

Tabela 1. Referências bibliográficas sobre alimentação das espécies que foram utilizadas nos modelos analisados.....	10
Tabela 2. Referências bibliográficas utilizadas na obtenção de dados referentes às comunidades biológicas não peixes utilizados nos modelos estudados.	10
Tabela 3. Espécies de peixes nos quatro açudes na Estação Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul, RS. N = número de indivíduos. *Espécie não nativa da bacia hidrográfica do baixo rio Jacuí.....	14
Tabela 4. Índices descritores de diversidade calculados para os quatro pontos de coleta na Estação Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul, RS.....	15
Tabela 5. Resultados da análise do conteúdo estomacal pelo método de composição percentual (CP%) das espécies <i>Geophagus brasiliensis</i> , coletada em T1, T2 e T3, <i>Micropterus salmoides</i> , coletada em T3 e T4, e <i>Oreochromis niloticus</i> , coletada em T4.....	16
Tabela 6. Valores de N - Número de indivíduos; Lmax -Comprimento máximo da espécie (cm); L_{∞} - Comprimento assintótico (g), W_{∞} - Peso assintótico (g), K - Constante de crescimento de Von Bertalanffy e Ar - Índice da forma da nadadeira, das espécies da ictiofauna nos modelos em estudo.	18
Tabela 7. Composição da dieta para as espécies de peixes e outros compartimentos/grupos utilizadas na modelagem do açude T1.	19
Tabela 8. Composição da dieta para as espécies de peixes e outros compartimentos/grupos utilizadas na modelagem do açude T2.	20
Tabela 9. Valores calibrados para o modelo do açude T1. NT- Nível Trófico; B – Biomassa; PB – Produção/Biomassa; QB – Consumo/Biomassa; EE – Eficiência Ecotrófica; P/Q – Produção/Consumo; IO – Índice de onivoria. Valores em negrito foram estimados pelo Ecopath.	21
Tabela 10. Valores calibrados para o modelo do açude T2. NT- Nível Trófico; B – Biomassa; PB – Produção/Biomassa; QB – Consumo/Biomassa; EE – Eficiência Ecotrófica; P/Q – Produção/Consumo; IO – Índice de onivoria. Valores em negrito foram estimados pelo Ecopath.	22
Tabela 11. Valores calibrados para o modelo do açude T3. NT- Nível Trófico; B – Biomassa; PB – Produção/Biomassa; QB – Consumo/Biomassa; EE – Eficiência Ecotrófica; P/Q – Produção/Consumo; IO – Índice de onivoria. Valores em negrito foram estimados pelo Ecopath.	22
Tabela 12. Valores calibrados para o modelo do açude T4. NT- Nível Trófico; B – Biomassa; PB – Produção/Biomassa; QB – Consumo/Biomassa; EE – Eficiência Ecotrófica; P/Q –	

Produção/Consumo; IO – Índice de onivoria. Valores em negrito foram estimados pelo Ecopath.	23
Tabela 13. Comparação das biomassas/área dos açudes estudados. BT sem detritos – Biomassa total sem detritos; BIT – Biomassa da ictiofauna total.	23
Tabela 14. Eficiência de transferência de energia entre os níveis tróficos dos açudes estudados. NT – nível trófico.	24
Tabela 15. Índice de espécie-chave para os modelos dos açudes T1 e T2 com as cinco primeiras espécies-chave de cada modelo.	29
Tabela 16. Quantificação geral dos fluxos energéticos e índices ecossistêmicos para os modelos dos açudes estudados.	30
Tabela 17. Valores de biomassas de entrada (g/m^2) de <i>M. salmoides</i> para as simulações considerando diferentes %BIT (percentagem da biomassa da ictiofauna total) no açude T1.	30
Tabela 18. Valores de biomassas de entrada (g/m^2) de <i>M. salmoides</i> para as simulações considerando diferentes %BIT (percentagem da biomassa da ictiofauna total) no açude T2.	33
Tabela 19. Valores de biomassas de entrada (g/m^2) de <i>O. niloticus</i> para as simulações considerando diferentes %BIT (percentagem da biomassa da ictiofauna total) no açude T1.	35
Tabela 20. Valores de biomassas de entrada (g/m^2) de <i>O. niloticus</i> para as simulações considerando diferentes %BIT (percentagem da biomassa da ictiofauna total) no açude T2.	38

Resumo

Uma das razões para a perda de diversidade no mundo é a introdução de espécies não-nativas. Na bacia do rio Jacuí, são comuns as espécies não nativas *Micropterus salmoides* e *Oreochromis niloticus* introduzidas neste sistema para fins de aquicultura e pesca esportiva, que são apreciados por suas técnicas fáceis de criação.

O objetivo deste trabalho é identificar o impacto produzido pela introdução dessas espécies nos açudes da bacia do rio Jacuí. O estudo foi conduzido em quatro açudes, dos quais dois têm espécies nativas da bacia e dois possuem espécies não nativas, foram realizadas amostragens trimestrais para o cálculo da biomassa e diversidade da fauna de peixes. Os açudes foram analisados com modelos de balanço de massas elaborados no software Ecopath

Em todos os açudes o índice de onivoria e conectividade indicam que os ecossistemas são ambientes imaturos, a biomassa por área é semelhante ao encontrado em outros estudos de ambientes lênticos aquáticos e a eficiência da transferência de energia, entre 2,96% e 7,43%, está dentro do esperado teoricamente ao igual que o índice de Pedigree.

Os açudes com apenas espécies nativas apresentam maior diversidade, eficiência de transferência de energia, complexidade trófica e quantificação geral de fluxos energéticos que açudes com espécies não nativas.

Simulações de introdução de espécies não nativas nos açudes, mostram que a espécie *M. salmoides* com uma biomassa de entrada de 17,5% da biomassa total de peixes do sistema, causa a perda de espécies e a simplificação da teia trófica, tornando-se uma espécie chave para o sistema, sendo as espécies mais afetadas, as que têm uma índice de onivoria menor, deve notar-se que *Geophagus brasiliensis* é a espécie que resiste mais tempo no sistema, após o impacto gerado.

Para a espécie *O. niloticus*, uma biomassa de entrada de 60% da biomassa total de peixes, tem impactos sobre todas as espécies com que ela compete, que são peixes com níveis tróficos entre 2 e 3, diminuindo sua abundância, mas, sem afetar a *Hoplias aff. malabaricus* que é o predador destas espécies.

Prever o impacto das espécies invasoras com um modelo dinâmico, apresenta muitas incertezas pois o resultado das interações entre as espécies nativas e invasoras depende do número de interações negativas simultâneas entre elas, os quais são difíceis de medir, de modo que o dano de espécies não nativo pode ser avaliado com maior precisão após a introdução real.

Palavras-chave: teia trófica, espécies não nativas, ecossistema, Ecopath, impacto.

Abstract

One of the reasons for the loss of diversity in the world is the introduction of non-native species. In the Jacuí river basin, the non-native species *Micropterus salmoides* and *Oreochromis niloticus* are introduced in this system for aquaculture and sport fishing purposes, which are appreciated for their easy culture techniques.

The objective of this work is to identify the impact produced by the introduction of these species in the reservoirs of the Jacuí river basin. The study was conducted in four reservoirs, two of which have native species of the basin and two have non - native species, quarterly samplings were used to calculate the biomass and diversity of the fish fauna. The reservoirs were analyzed with mass balance models elaborated in Ecopath software

In all reservoirs the omnivory and connectivity index indicates that ecosystems are immature, the biomass per area is similar to that found in other studies of aquatic lentic environments, and the efficiency of energy transfer between 2,96% and 7,43%, is theoretically expected to be the same as the Pedigree index.

The reservoirs with only native species show greater diversity, energy transfer efficiency, trophic complexity and general quantification of energy flows than reservoirs with non-native species.

Simulation of insertion of these non-native species in the reservoirs, shows that the species *M. salmoides* with a biomass input of 17,5% of the total fish biomass of the system causes the loss of species and the simplification of the trophic web, becoming a key species for the system, being the species most affected, those that have a lower omnivory index, it should be noted that *Geophagus brasiliensis* is the species withstands more time in the system, after the impact generated.

For the species *O. niloticus*, input biomass of 60% of the total biomass of fish, has impacts on all the species with which it competes, which are fish with trophic levels between 2 and 3, decreasing its abundance, but without affecting *Hoplias aff. malabaricus* that is the predator of these species.

Predicting the impact of invasive species with a dynamic model presents many uncertainties as the result of interactions between native and invasive species depends on the number of simultaneous negative interactions between them, which are difficult to measure so that damage from non-native species can be evaluated more accurately after actual introduction.

Key words: trophic web, non-native species, ecosystem, Ecopath, impact.

1. Introdução

Uma das principais razões para mudanças na biodiversidade em escala global é a introdução de espécies exóticas (Sala, 2000). Esse fenômeno aumentou em todo o mundo e gera fortes impactos na biodiversidade nativa e nas funções dos ecossistemas (Mollet *et al.*, 2017).

Em águas continentais, a presença de espécies não nativas foi identificada como geradora de impacto negativo (Saunders *et al.*, 2002, Dudgeon *et al.*, 2006, Agostinho *et al.*, 2010), especialmente em ambientes lênticos aquáticos que são mais afetados porque a introdução de espécies exóticas pode ocorrer, de forma intencional (Lodge *et al.*, 1998, Ricciardi & Rasmussen, 1999).

A introdução de peixes não nativos é comumente relacionada com a redução da teia trófica, diminuição ou extinção de espécies nativas e diminuição da produção da pesca esportiva (Vander Zanden *et al.*, 1999; Pimentel *et al.*, 2000, 2005; MacRae & Jackson, 2001; Ellender & Weyl, 2014). A degradação e simplificação do habitat aumenta o impacto das espécies invasoras (Alexander *et al.*, 2015).

O cultivo de peixes é uma atividade que gera renda econômica e tem papel importante na produção de alimentos em todo o mundo (Ross *et al.*, 2008). Grande parte da aquicultura no Brasil ocorre nas regiões central e sul do país, principalmente com espécies como *Ciprinus carpio* (carpa) e *Oreochromis niloticus* (tilápia), que foram estabelecidas em ambientes naturais e reduziram significativamente a diversidade de peixes nativos (Britton & Orsi, 2012). Além dessas espécies, há também registro de *Micropterus salmoides* (“black bass”) para a atividade de pesca esportiva na bacia do Paraná, espécie que sofreu dispersão em ambiente natural há mais de 50 anos (Garcia *et al.*, 2014).

Oreochromis niloticus pertence a família Cichlidae, apresenta hábitos alimentares variáveis, considerada onívora no lago Paranoá (Starling *et al.*, 2002) e detritívora na bacia do rio Magdalena-Colômbia (Cala & Bernal, 1997). Tem como distribuição natural o leste e o centro da África, e começou a ser dispersa a partir de 1924, no lago Bunyoni, Uganda (Trewavas, 1983), sendo considerada uma espécie altamente invasiva, com populações selvagens existentes em regiões tropicais e subtropicais em todo o mundo (Canónico *et al.*, 2005). A entrada de *O. niloticus* no Brasil ocorreu na década de 70', na região do nordeste, e a sua distribuição expandiu-se no país nas últimas cinco décadas (Vicente *et al.*, 2014).

Micropterus salmoides é um peixe piscívoro, pertence à família Centrarchidae, tem uma distribuição natural que inclui as bacias ao leste da América do Norte a partir de St. Lawrence - Grandes Lagos, Baía de Hudson, através da bacia do Mississipi e do sul do México, e vive em rios e lagos de águas mornas, onde é a maior espécie piscívora em sua fase adulta (Marcy, 2005). Apresenta mudanças ontogenéticas em sua dieta, juvenis se alimentando de zooplâncton e insetos, mudando para presas maiores quando adultos (Olson & Young, 2003; Hodgson & Hansen, 2005; Almeida *et al.*, 2012). Esta espécie foi introduzida em várias regiões do mundo,

no Brasil, o “black bass” foi introduzido por volta de 1922 no estado de Minas Gerais (Godoy, 1954) e, desde então, tem se dispersado pelas regiões sul e sudeste do país, invadindo ambientes represados (Froese & Pauly, 2018), incluindo reservatórios e rios dos estados do Sul (Gubiani *et al.*, 2012; Britton & Orsi, 2012; Ribeiro *et al.*, 2015; Rio Grande do Sul, 2016). Devido aos seus impactos, a espécie foi listada pela IUCN como uma das "100 Piores Espécies Invasoras do Mundo" (Lowe *et al.*, 2000).

Na bacia hidrográfica do rio Jacuí (RS), é comum o cultivo de peixes em açudes por famílias ou pequenas associações com pouco conhecimento técnico e pouco apoio e controle por instituições estaduais e federais. Algumas das espécies cultivadas são *Oreochromis niloticus* (tilápia), *Cyprinus carpio* e *Aristichthys nobilis* (carpas) e *Micropterus salmoides* (“black bass”) por requererem pouco cuidado e apresentarem crescimento rápido (Rio Grande do Sul-Secretaria do Meio Ambiente DRH, 2015).

Os açudes são inúmeros na região fisiográfica da Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul e tem-se pouco conhecimento da ictiofauna presente (Carvalho *et al.*, 2012). É conhecido que reservatórios com mais de 40 anos tendem a se estabilizar como ecossistemas naturais (Angelini *et al.*, 2005, Gubiani *et al.*, 2011), A modelagem ecossistêmica em ambientes de água doce, ajuda a testar vários cenários de gestão das pescarias e outros impactos (Angelini *et al.*, 2006).

O impacto gerado por espécies não nativas é difícil de quantificar e prever, Mills *et al.* (2004) sugerem que o resultado final das interações entre espécies nativas e invasoras (extinção ou coexistência) depende do número de interações negativas simultâneas (competição e predação).

Estudos de ecologia trófica e modelagem ecossistêmica da ictiofauna permitem fazer inferências sobre sua estrutura, o grau de importância dos diferentes níveis tróficos e as relações entre seus componentes (Hyslop, 1980; Segatti & Delariva, 2003; Dias & Fialho, 2011). Modelos de ecossistemas desempenham um papel fundamental na gestão ambiental, pois podem contabilizar os impactos gerados nos ambientes aquáticos (Pauly *et al.*, 2000; Heymans *et al.*, 2004)

2. Objetivos

2.1. Geral

Identificar o impacto produzido pela introdução de espécies de peixes não nativos em açudes da bacia do rio Jacuí.

2.2. Específicos

Descrever a composição da ictiofauna dos açudes estudados.

Identificar os principais grupos que atuam como espécies-chaves nos açudes em ambientes com e sem espécies não nativas.

Descrever estrutura da teia trófica dos açudes estudados

Descrever as mudanças que apresentam os sistemas com a entrada de espécies não nativas.

3. Materiais e Métodos

3.1. Área de estudo:

As amostragens foram feitas em quatro açudes da Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (EEA/UFRGS), localizada no Km 146 da BR 290, em Eldorado do Sul, RS (Lat. 30°05'37" S; Long. 51°40'25" W) (UFRGS, 2011).

Hidrologicamente, a EEA/UFRGS é drenada por pequenos arroios: arroio das Corticeiras (na divisa de Eldorado do Sul, RS com EEA/UFRGS), arroio Calombos e arroio dos Ratos (limite norte da EEA/UFRGS). O arroio Calombos tem suas nascentes no município de Barão do Triunfo, RS (Brasil, 1964, 1980). Estes arroios quando convergem continuam tendo o nome de arroio dos Ratos, que deságua no rio Jacuí, bacia hidrográfica do baixo Jacuí. Esta bacia pertence à região hidrográfica do Guaíba, sendo grande parte de sua área usada em pastagens e irrigação.

A região de Eldorado do Sul está incluída na região ecofisiográfica denominada Depressão Central, constituída por terrenos baixos, limitada ao norte pelo Planalto Meridional e ao sul pelo Escudo Sul-Rio-Grandense. A vegetação na área da EEA/UFRGS é dominada por campos, e as florestas se desenvolvem somente ao longo dos cursos de água e em pequenas porções brejosas do terreno (Rambo, 1956).

Os açudes estudados na EEA têm um tempo de construção de aproximadamente 40 anos e não são esvaziados (comunicação pessoal com Levien R.) e apresentam características físicas semelhantes entre si, dentre elas área, distância ao córrego, vegetação circundante. Os açudes foram denominados T1, T2, T3 e T4 como se observa na Figura 1:

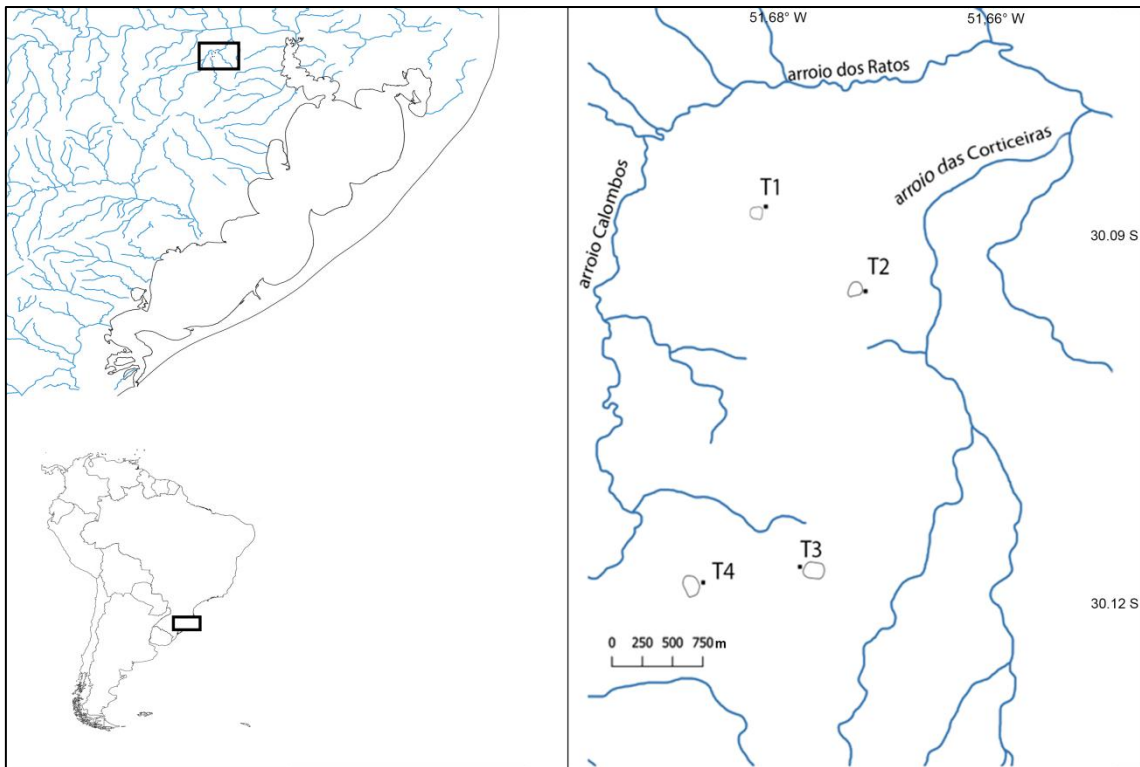


Figura 1. Mapa e pontos de amostragem nos açudes T1, T2, T3 e T4 na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul, RS.

Açude T1: (Lat. 30°05'12,3" S; Long. 51°40'56,5" W), altitude 25 m, área 4 398 m².

Açude T2: (Lat. 30°05'37,55" S; Long. 51°40'25,78" W), altitude 43 m, área 11 080 m².

Açude T3: (Lat. 30°07'0,2" S; Long. 51°40'46" W), altitude 61 m, área 25 037 m².

Açude T4: (Lat. 30°07'4,5" S; Long. 51°41'15,8" W), altitude 50 m, área 25 037 m².

3.2. Coleta e análise de dados

As amostragens de material biológico foram realizadas a cada três meses, com duração de um dia, iniciando-se em setembro de 2017 e se estendendo até julho de 2018, nos quatro açudes acima citados. Aplicaram-se cinco arrastos de rede tipo picaré em margens abertas ou com pouca vegetação de cada um dos pontos (Malabarba & Reis, 1987). A linha também foi usada visando pescar indivíduos maiores para análise de conteúdo estomacal.

Os espécimes foram anestesiados em solução de óleo de cravo (Eugenol) diluído em água, posteriormente fixados em solução de formalina 10% e preservados em álcool 70°GL. A triagem e catalogação foram realizadas no Laboratório de Ictiologia da UFRGS. O material testemunho das espécies foi depositado na coleção de peixes do Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências da UFRGS (lotes UFRGS 26932-26947). Foram registrados para cada indivíduo os dados de comprimento padrão (CP), em milímetros, e peso total (PT), em gramas.

3.2.1. Composição da Ictiofauna

Para a descrição da ictiofauna ocorrente em cada um dos quatro açudes amostrados, foram calculados os índices:

Riqueza (Margalef, 1969)

$D = (S-1)/\log N$ onde,

D= índice de Riqueza

S= número de espécies

N= número de indivíduos.

Diversidade de espécies de Shannon-Wiener (Pielou, 1950)

$H = - \sum (p_i \cdot \log p_i)$ onde,

p_i = proporção da espécie i ao total capturado.

Grau de dominância entre as espécies, determinado pelo Índice de Simpson (Pielou, 1975) – $1 - D = \sum p_i^2$ onde,

p_i = proporção da espécie i na comunidade.

Equitabilidade ou uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies presentes, calculada através do Índice de Equitabilidade de Pielou (1975)

$J = H' / H_{\text{máx}}$ onde,

$H_{\text{máx.}} = \log S$ (número de espécies).

Para verificar a similaridade na composição das espécies entre os açudes, foi feito um dendrograma de similaridade utilizando o coeficiente de Bray-Curtis. As análises foram realizadas no programa PAST 3.22.

3.2.2. Alimentação

As espécies *Geophagus brasiliensis* coletada em T1, T2 e T3, *Micropterus salmoides*, coletada em T3 e T4 e *Oreochromis niloticus*, coletada em T4, tiveram seus conteúdos estomacais analisados. Foram selecionados aleatoriamente 10 exemplares de cada uma destas espécies para cada um dos açudes em que foram amostradas. Os conteúdos estomacais foram analisados com uso de estereomicroscópio e os itens alimentares foram identificados até a menor categoria taxonômica possível e quantificados por meio do método volumétrico (VO%) (Hynes, 1950). A análise quali-quantitativa da dieta das espécies foi analisada pelo método de Composição Percentual (CP%) (Hyslop, 1980), onde CP% equivale ao percentual de pontos de cada item (volume em mm³) em relação ao total de pontos de todos os conteúdos gástricos. Para esta análise, os itens alimentares foram agrupados em categorias taxonômicas e/ou ecológicas mais amplas. Os resultados para as análises de alimentação de *G. brasiliensis* nos três pontos amostrados foram comparados pelo teste t par a par. Os resultados para as análises de

alimentação de *M. salmoides* nos dois pontos onde foram amostrados foram comparados pelo teste t, bem como os resultados para as dietas de *M. salmoides* e *O. niloticus* em T4. As análises foram realizadas no programa SPSS 18.0.3.

3.2.3. Modelagem ecossistêmica

Para elaboração dos modelos de teia trófica para as áreas de estudo foi utilizado o programa Ecopath 6.5, da ICLARM (International Center of Living Aquatic Resources Management, Manila, Philipines). A equação básica do modelo é a de um sistema balanceado, o consumo de um predador gera a mortalidade por predação de sua presa (Christensen & Pauly, 1992):

Produção do grupo (i) = Mortalidade por predação sobre (i) + Outras Mortalidades de (i) + Capturas de (i) + Export de (i)

Esta equação é matematicamente descrita por equações lineares simples:

$$B_i * P_{Bi} * E_{Ei} - \sum_j (B_j * Q_{Bj} * DC_{ji}) - EX_i = 0$$

Onde: B_i = biomassa da presa (i); P_{Bi} = produção / biomassa de (i), ou seja, o número de vezes que o componente se renova por ano; E_{Ei} = eficiência ecotrófica de (i) – varia de 0 a 1; B_j = biomassa do predador (j); Q_{Bj} = consumo/biomassa do predador(j), ou seja ; DC_{ji} = fração da presa (i) na dieta do predador (j); EX_i = exportação de (i).

Para a modelagem são necessários pelo menos três dos quatro parâmetros para cada compartimento: biomassa (B), produção/biomassa (PB), consumo/biomassa (QB) ou eficiência ecotrófica (EE), após a ligação da equação de um grupo(i) com os demais grupos do sistema, é possível estimar o parâmetro que falta, baseado no pressuposto de que a produção de um grupo tem que finalizar em algum lugar do sistema (Christensen & Pauly, 1992; Angelini & Gomes, 2008).

Parâmetros da Ictiofauna

Foram consideradas todas as espécies presentes no sistema, sem agrupamento em guildas ou grupos funcionais, para a elaboração do modelo.

As estimativas iniciais de biomassa da ictiofauna foram calculadas pela soma dos pesos individuais dos peixes dividida pelas respectivas áreas de arrasto (número de amostragens igual a quatro, comprimento da rede de cinco metros, número de eventos de picaré por amostragem foi cinco, distância percorrida por evento aprox. 8 m, total de 800 m²), seguindo a Hayes *et al.* (2007) para as estimações de biomassa.

Os parâmetros PB e QB foram estimados através do cálculo de outros parâmetros de crescimento da ictiofauna como é descrito em Angelini & Agostinho (2005), Gubiani *et al.* (2011, 2012) e Angelini *et al.* (2006). No trabalho de Allen (1971) é estabelecida a relação de

PB igual a mortalidade natural (M). A mortalidade natural foi calculada segundo a regressão empírica (Pauly, 1980):

$$M = K^{0.65} * L_{\infty}^{-0.279} * T^{0.463}$$

Onde T é a temperatura média da água (°C) tomada da media anual de 2018 tomada do Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil (www.inmet.gov.br), o L_{∞} é o comprimento assintótico (cm) e calculou-se segundo a relação proposta por Froese & Binohlan (2000):

$$\log(L_{\infty}) = 0,044 + 0,9841 * \log(L_{\max})$$

Onde L_{\max} é o comprimento máximo, que é dado pelo comprimento do maior indivíduo de uma espécie encontrada na amostra.

A constante K é o parâmetro de curvatura (ano^{-1}) que determina a rapidez com que o peixe atinge L_{∞} . Calculou-se segundo a relação proposta por Le Quesne & Jennings (2012):

$$K = 2,15 * (L_{\infty}^{-0,46})$$

O consumo dos peixes (QB) foi estimado por meio da regressão empírica de Palomares & Pauly (1998):

$$\log QB = 7.964 - 0.204 \log W_{\infty} - 1.965 T' + 0.083 Ar + 0.532 H + 0.398 D$$

Onde W_{∞} é o peso assintótico (grama de peso úmido, obtido por meio da regressão peso/comprimento); T' é a inversa da temperatura da água em graus Kelvin ($T' = 1000/\text{Kelvin}$; $\text{Kelvin} = ^{\circ}\text{C} + 273,15$) e Ar é o índice da forma da nadadeira $Ar = h/s$; onde h = altura da nadadeira (mm) e s = área superficial da nadadeira (mm). Para determinar o Ar médio foram utilizados cinco exemplares de diferentes tamanhos das espécies capturadas. H e D são índices relativos ao tipo de alimento consumido, sendo H=1 para herbívoros; D=1 para detritívoros e onívoros; e H e D= 0 para carnívoros e piscívoros. Os parâmetros de relação entre comprimento e peso foram calculados da relação:

$$W = a * L^b, \text{ onde } L \text{ é o comprimento (cm) e } W \text{ é o peso (g).}$$

Para todos os peixes com um número de indivíduos ≥ 15 os parâmetros foram obtidos a partir das amostras realizadas em campo, no caso de espécies com menor número de indivíduos, foram usados dados de Fishbase (Froese *et al.*, 2014).

Para a modelagem, dados das análises dos itens estomacais de *G. brasiliensis*, *O. niloticus* e *M. salmoides* foram levados em consideração. Para os outros peixes foram utilizados dados de trabalhos realizados em ecossistemas similares (Tabela 1).

Tabela 1. Referências bibliográficas sobre alimentação das espécies que foram utilizadas nos modelos analisados.

Espécie	Referência
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	Bennemann <i>et al.</i> , 2005
<i>Characidium rachovii</i>	Bastos <i>et al.</i> , 2013
<i>Cheirodon interruptus</i>	Fernandez <i>et al.</i> , 2012
<i>Cichlasoma portalegreense</i>	Pedrociane <i>et al.</i> , 2014
<i>Crenicichla lepidota</i>	de Castro <i>et al.</i> , 1998
<i>Cyphocharax saladensis</i>	Corrêa, 2011
<i>Eigenmannia trilineata</i>	Giora <i>et al.</i> , 2005
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	Yafe <i>et al.</i> , 2002
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Peretti & Andrian, 2008
<i>Hyphessobrycon igneus</i>	Soneira <i>et al.</i> , 2006
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	Corrêa, 2011
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	Soneira <i>et al.</i> , 2006
<i>Micropterus salmoides</i>	Brown <i>et al.</i> , 2009
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	Brancolini <i>et al.</i> , 2014

Parâmetros não peixes

No caso das comunidades biológicas não peixes, estas foram agrupadas em seis compartimentos/grupos para compor o modelo: detritos, fitoplâncton, macrófitas, zooplâncton, bentos e insetos alóctones.

Os valores de PB, QB, EE e dieta para estes grupos foram obtidos através da literatura (Tabela 2) e a biomassa estimados pelo programa Ecopath.

Tabela 2. Referências bibliográficas utilizadas na obtenção de dados referentes às comunidades biológicas não peixes utilizados nos modelos estudados.

Compartimentos	Referências utilizadas
Detritos	Angelini <i>et al.</i> , 2006; Angelini & Agostinho, 2005
Fitoplâncton	Angelini <i>et al.</i> , 2013; Gubiani, 2011; Angelini <i>et al.</i> , 2006
Macrófitas	Angelini <i>et al.</i> , 2006; Angelini & Agostinho, 2005
Zooplâncton	Angelini <i>et al.</i> , 2013; Gubiani, 2011; Angelini <i>et al.</i> , 2006
Bentos	Angelini <i>et al.</i> , 2013; Gubiani, 2011; Angelini <i>et al.</i> , 2006
Inseto Alóctone	Angelini <i>et al.</i> , 2013

Balço e validação dos modelos

Os modelos foram equilibrados através da verificação dos valores da Eficiência Ecotrófica (EE), que devem variar de 0 a 1, da relação Produção/Consumo (P/Q) que devem variar entre 0,1 e 0,3 (Christensen *et al.*, 2005). Além disso, regras termodinâmicas como as relações de Respiração/Assimilação < 1 e Produção/Respiração < 1 foram levadas em conta. O índice de Pedigree foi calculado ($P = \sum_{i=1}^n \frac{I_{ij}}{n}$), onde I_{ij} é o valor do índice de pedigree para o

grupo i e parâmetro j para cada um dos n grupos do ecossistema; os valores de I se determinam segundo a precisão e especificidade dos dados com valores padrão do sistema) para quantificar a incerteza associada ao valor de entrada dos parâmetros B , PB , QB , EE e dieta através de uma descrição dos dados e de sua confiabilidade (Christensen *et al.*, 2005). A partir das inconsistências indicadas pelos valores, os parâmetros foram ajustados de forma a calibrar o modelo. Na matriz de dieta, valores altos de canibalismo foram reduzidos se necessário. As mesmas etapas foram seguidas para a construção dos quatro modelos (Christensen & Walters, 2004).

3.2.4. Descrição das análises estruturais do sistema

Nível Trófico (NT)

O nível trófico é uma medida adimensional usada para quantificar os tipos de recursos alimentares de um organismo. Esta simplificação das relações tróficas determina a distribuição dos fluxos de entrada e saída que contribuem para o próximo nível (Christensen *et al.*, 2005). Atribui-se o valor NT 1 ao nível trófico dos produtores primários e detritos e o Ecopath calcula os NTs restantes baseado na dieta dos consumidores (Pauly & Palomares, 2000; Christensen *et al.*, 2005).

Transferência de energia

Os níveis tróficos de cada componente foram agrupados em níveis tróficos discretos (1, 2, 3 e 4) o que facilita a compreensão da eficiência de transferência de energia no sistema. Esta eficiência é a fração do consumo total de um nível trófico transferida ao posterior (Christensen *et al.*, 2005).

Matriz de impacto trófico misto (MTI)

A matriz de impacto trófico misto segue a matriz de Leontief (Ulanowicz & Puccia, 1990). Foi utilizada para avaliar as interações diretas e indiretas entre as espécies, os elementos i e j da matriz (MTI_{ij}) representam as interações entre o grupo impactante i e o grupo impactado j (Christensen *et al.*, 2005). Através deste procedimento avalia-se os impactos (positivos ou negativos) entre as espécies.

3.2.5. Descrição dos índices do ecossistema

Índice de espécie-chave (Ksi)

O índice de espécies chave é baseado na matriz de impacto, este índice tem a propriedade de detectar o valor de espécie-chave (Libralato *et al.*, 2006). O índice foi utilizado para avaliar quais espécies apresentam maior impacto potencial na teia trófica. As espécies-

chaves são aquelas que mesmo apresentando baixa biomassa, possuem um importante papel no ecossistema (Power *et al.*, 1996).

Produção primária total / Respiração (PP/R)

A Produção Primária líquida total (PP) é a soma da produção realizada pelos produtores (fitoplâncton e macrófitas) subtraindo-se a respiração. A razão PP/Respiração descreve a maturidade dos sistemas que, quando maduros, atingem valores próximos de um. Nas fases iniciais de desenvolvimento a produção excede a respiração (Christensen *et al.*, 2005), pois o sistema precisa acumular biomassa para crescer.

Índice de onivoria (IO)

Os valores próximos de zero referem-se a um consumidor especialista e valores próximos a um indicam grupos com alta plasticidade alimentar. O valor de IO para o sistema é uma média do IO de cada grupo ponderado pelo logaritmo do consumo da dieta de cada consumidor (Christensen *et al.*, 2005).

Índice de conectividade (IC)

É a relação entre o número de ligações reais entre os grupos e o número de ligações teoricamente possíveis $(N-1)^2$, para N grupos (Christensen *et al.*, 2005). Este índice está associado com a maturidade do sistema, quanto maior for o número de ligações, maior será a maturidade (Odum, 1969).

3.2.6. Simulações temporais

Foi usada a metodologia propostas por Langseth *et al.* (2012) que começa inferindo a biomassa da espécie invasora em níveis altos e reduz a biomassa com um esforço de pesca artificial até o momento da invasão para que a maioria dos parâmetros dos outros compartimentos/grupos se mantenha estável, posteriormente se reduzindo este esforço de pesca artificial para observar as mudanças no sistema durante uma serie temporal.

Os modelos estáticos balanceados gerados pelo Ecopath para os T1 e T2 foram usados para realizar simulações da entrada de *M. salmoides* nesses ecossistemas. Os valores de biomassa inicial de *M. salmoides* para cada açude foram calculados considerando o valor de biomassa total da ictiofauna (BTI) do açude, começando em 2,25% da BTI para ir aumentando até o sistema alcançar os valores de referência dos açudes impactados T3 e T4. Os valores de PB e QB foram os calculados dos modelos T3 e T4 e são semelhantes aos encontrados em Fishbase, a dieta foi adaptada segundo o aumento da biomassa do *M. salmoides*.

Também se geraram simulações da entrada de *O. niloticus* nos açudes T1 e T2. Os valores de biomassa inicial foram calculados considerando o valor de BTI do açude começando em 2,25% da BTI e se foi aumentando progressivamente. Os valores de PB e QB foram

calculados usando dados de Fishbase ($L_{\infty} = 22,4$ cm, $K = 2,9$, $W_{\infty} = 245,3$ g) e com as equações mencionadas na metodologia pra calcular parâmetros da ictiofauna.

Como considerações gerais temos que nos modelos a serie temporal é de 80 anos a partir de 2018 indo até o ano de 2098, a vulnerabilidade em todos os casos foi de 2,0.

4. Resultados

4.1. Composição geral da Ictiofauna

Foram amostrados 11.284 indivíduos pertencentes a um total de quatro ordens, sete famílias e 16 espécies (Tabela 3). As ordens registradas foram Characiformes (9 espécies), Gymnotiformes (1 espécie), Cichliformes (5 espécies) e Perciformes (1 espécie). Deve-se notar que os Characiformes dominaram em riqueza e não houve coleta de exemplares da ordem Siluriformes nos açudes.

Nos pontos T1 e T2 destacam-se a abundância *Hyphessobrycon igneus* e *Geophagus brasiliensis* e a ausência de espécies não nativas; enquanto no ponto T3 há apenas *G. brasiliensis* e a espécie não nativa *Micropterus salmoides* e no ponto T4 duas espécies não nativas, *M. salmoides* e *Oreochromis niloticus*.

Tabela 3. Espécies de peixes nos quatro açudes na Estação Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul, RS. N = número de indivíduos. *Espécie não nativa da bacia hidrográfica do baixo rio Jacuí.

Família/Espécie	T1	T2	T3	T4	N total
Characidae					
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	5				5
<i>Cheirodon interruptus</i>	41	160			201
<i>Hyphessobrycon igneus</i>	1152	3325			4477
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	443				443
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	223	2447			2670
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	9				9
Crenuchidae					
<i>Characidium rachovii</i>	226				226
Curimatidae					
<i>Cyphocharax saladensis</i>	34	14			48
Erythrinidae					
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	16	23			39
Sternopygidae					
<i>Eigenmannia trilineata</i>	2				2
Cichlidae					
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	12	44			56
<i>Crenicichla lepidota</i>	8	10			18
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1237	1514	31		2782
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	32	163			195
<i>Oreochromis niloticus*</i>				95	95
Centrarchidae					
<i>Micropterus salmoides*</i>			11	7	18
Total de indivíduos	3440	7700	42	102	11284
Número de espécies	14	9	2	2	16

O índice de Riqueza de Margalef apresentou seu mais alto valor no ponto T1, seguido pelo no ponto T2, nos pontos T3 e T4 apresentando valores mais baixos. O índice de diversidade de Shannon-Wiener, assim como o grau de dominância dada pelo índice de Simpson apresentaram a mesma variação, com mais alto valor no ponto T1, seguido por T2, e os mais baixos valores em T3 e T4, onde somente duas espécies foram amostradas. Finalmente, o índice de equitabilidade de Pielou foi mais alto em T3, apresentou valores semelhantes e mais baixos em T1 e T2 e o mais baixo valor em T4, indicando maior uniformidade na abundância das espécies presentes.

Tabela 4. Índices descritores de diversidade calculados para os quatro pontos de coleta na Estação Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul, RS.

Índices	T1	T2
Margalef (D)	1,60	0,89
Shannon (H')	1,59	1,28
Simpson (1-D)	0,73	0,67
Equabilidade (J)	0,60	0,58
Número de espécies (S)	14	9

O dendrograma de similaridade de Bray-Curtis mostrou que os açudes correspondentes aos pontos T1 e T2, sem a presença de espécies não nativa, apresentaram os valores maiores de abundância e riqueza, formando um agrupamento. Os açudes T3 e T4, habitados por *M. salmoides*, representam os açudes com menores valores de abundância e riqueza, e formam um segundo agrupamento(Figura 2).

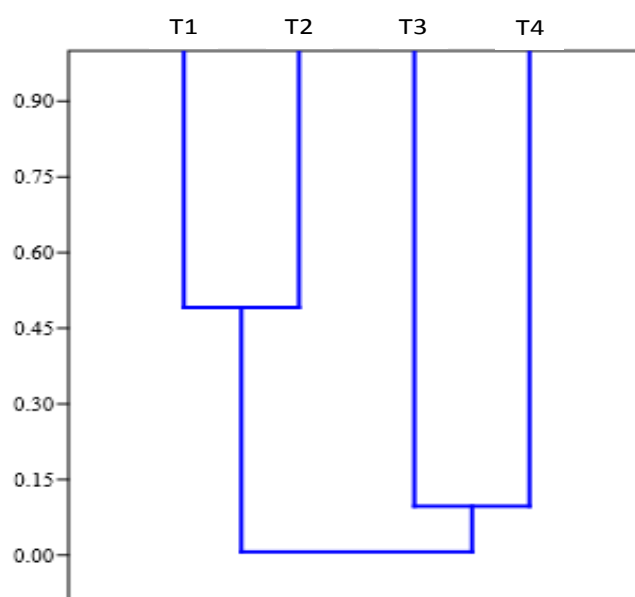


Figura 2. Dendrograma de similaridade utilizando o coeficiente de Bray-Curtis entre os açudes T1, T2, T3 e T4 na Estação Experimental Agronômica da UFRGS.

4.2. Alimentação

As análises de conteúdos estomacais mostraram que a espécie *G. brasiliensis* sem a presença de espécies não nativas, nos pontos T1 e T2, alimenta-se principalmente de macrófitas aquáticas, enquanto no ponto T3 com a presença de *M. salmoides* alimenta-se principalmente de detritos e insetos autóctones (Tabela 5 e Figura 3). *Micropterus salmoides* no ponto T3 alimenta-se principalmente de insetos alóctones e peixes (*G. brasiliensis*) e no ponto T4 de insetos alóctones e autóctones (Tabela 5 e Figura 3). *Oreochromis niloticus* alimentou-se principalmente de macrófitas aquáticas (Tabela 5 e Figura 3).

Tabela 5. Resultados da análise do conteúdo estomacal pelo método de composição percentual (CP%) das espécies *Geophagus brasiliensis*, coletada em T1, T2 e T3, *Micropterus salmoides*, coletada em T3 e T4, e *Oreochromis niloticus*, coletada em T4.

Item/Espécie	T1 - <i>G. brasiliensis</i>	T2 - <i>G. brasiliensis</i>	T3 - <i>G. brasiliensis</i>	T3 - <i>M. salmoides</i>	T4 - <i>M. salmoides</i>	T4 - <i>O. niloticus</i>
Macrófitas	63,56	83,07	1,86	4,19	2,80	75,30
Insetos Autóctones	8,85	5,71	32,76	5,46	32,13	4,57
Insetos Alóctones	0,32	1,12	17,70	66,60	64,02	
Outros inv. aquáticos	0,08	0,19			0,85	
Zooplâncton	5,44	0,09				
Detritos	2,27	6,36	47,67	11,93	0,20	20,12
Sedimento		1,96		0,40		
Escamas	19,48	1,50				
Peixe				11,41		
Nº estômagos	19	27	15	10	7	20

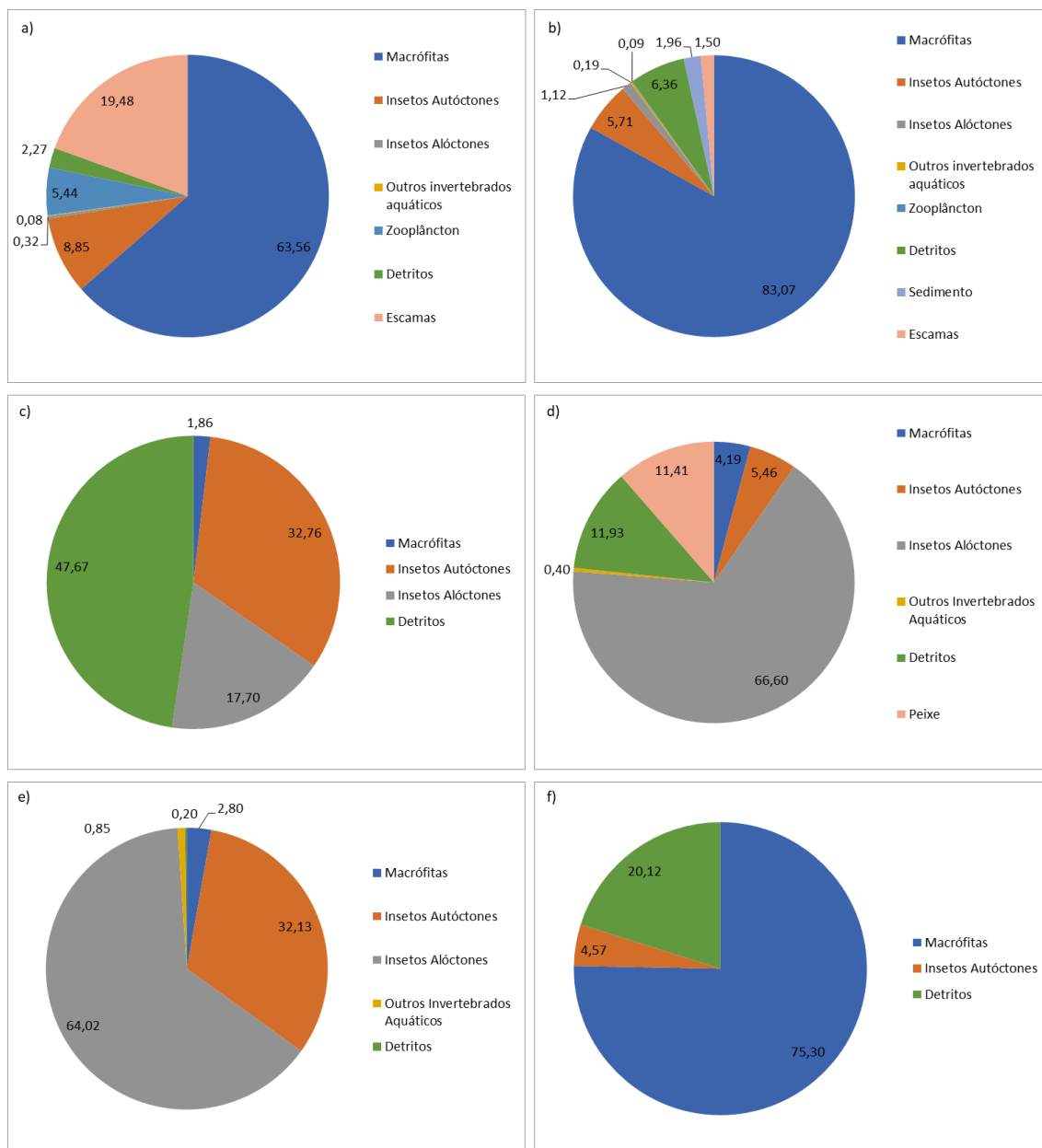


Figura 3. Composição percentual dos itens alimentares calculado para as espécies *Geophagus brasiliensis*, *Micropterus salmoides* e *Oreochromis niloticus* ocorrentes nos diferentes pontos de amostragem na Estação Experimental Agrônômica da UFRGS. a) *G. brasiliensis* do ponto T1; b) *G. brasiliensis* do ponto T2; c) *G. brasiliensis* do ponto T3; d) *M. salmoides* do ponto T3; e) *M. salmoides* do ponto T4; e, f) *O. niloticus* do ponto T4.

Segundo a comparação entre os resultados de composição percentual das dietas com a utilização do teste t par a par, existe relação significativa entre a alimentação de *G. brasiliensis* em T1 e T2 ($p= 0,00001$), mas não entre T1 e T3 ($p= 0,54$) ou T2 e T3 ($p= 0,71$).

Segundo a comparação entre os resultados de composição percentual das dietas com a utilização do teste t par a par, existe relação significativa entre a alimentação de *M. salmoides*

em T3 e T4 ($p= 0,03$), e não existe relação entre as dietas de *M. salmoides* e *O. niloticus* em T4 ($p= 0,52$).

4.3. Modelagem ecossistêmica

Para o cálculo dos parâmetros dos compartimento de peixes foram considerados valores de L_{max} , L_{∞} , W_{∞} , K e Ar como se mostra na Tabela 6

Tabela 6. Valores de N - Número de indivíduos; L_{max} -Comprimento máximo da espécie (cm); L_{∞} - Comprimento assintótico (g), W_{∞} - Peso assintótico (g), K - Constante de crescimento de Von Bertalanffy e Ar - Índice da forma da nadadeira, das espécies da ictiofauna nos modelos em estudo.

Espécies	N	L_{max}	L_{∞}	W_{∞}	K	Ar
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	5	5,87	6,32	2,98	0,92	2,15
<i>Characidium rachovii</i>	226	4,75	5,12	1,22	1,01	1,8
<i>Cheirodon interruptus</i>	201	5,42	5,84	2,33	0,96	1,95
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	56	11,53	12,27	46,10	0,68	1,22
<i>Crenicichla lepidota</i>	18	19,18	20,25	78,90	0,54	1,01
<i>Cyphocharax saladensis</i>	48	8,22	8,79	12,66	0,79	2,06
<i>Eigenmannia trilineata</i>	2	16,57	17,54	10,04	0,58	0,02
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2781	21,97	23,15	241,05	0,51	1,35
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	195	9,74	10,40	19,83	0,73	1,25
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	39	17,79	18,81	76,13	0,56	1,1
<i>Hyphessobrycon igneus</i>	4477	4,70	5,07	1,56	1,02	2,2
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	443	6,10	6,56	3,22	0,90	2,15
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	2670	5,54	5,97	2,15	0,95	2,3
<i>Micropterus salmoides</i>	18	26,40	27,73	254,94	0,47	1,9
<i>Oreochromis niloticus</i>	95	13,25	14,07	64,75	0,64	1,48
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	10	5,84	6,28	2,26	0,92	2,08

Para a estruturação do modelo, foram usados os dados da dieta de *G. brasiliensis* coletados nos pontos T1, T2 e T3; de *M. salmoides*, coletados nos pontos T3 e T4 e *Oreochromis niloticus*, coletados no ponto T4 (Tabela 5), tomando valores específicos para os modelos de cada açude; um arranjo foi feito para que os itens tenham correspondência no modelo, unindo-se os itens alimentares nos compartimentos/grupos do modelo, como: inseto autóctone e outros invertebrados aquáticos no compartimento/grupo Bentos; sedimento foi unido ao compartimento/grupo detrito; e, escamas foi unido ao compartimento/grupo peixe do modelo.

Uma definição simples dos compartimentos/grupos dos modelos segue abaixo:

Detritos - Restos de origem animal devolvidos ao sistema após sua morte atacado pelos microrganismos (Anderson & Sedell, 1979; Moore *et al.*, 2004) e misturado com o sedimento no fundo do ambiente aquático.

Fitoplâncton - Conjunto dos organismos planctônicos vegetais.

Macrófitas - Podendo-se referir a macrofitas emersas, submersas enraizadas, submersas livres entre outras.

Zooplâncton - Conjunto dos organismos planctônicos animais, como por exemplo, os microcrustáceos.

Bentos – Comunidade de organismos que vivem em associação no fundo do ambiente aquático, podendo ser fases larvais de insetos e outros invertebrados aquáticos.

Insetos alóctones - Formado por insetos que se desenvolvem no ambiente terrestre e caem na água ou são capturados por alguns peixes quando voam sobre o ambiente aquático.

A matriz de composição da dieta para os açudes T1 e T2 estão representados nas Tabelas 7 e 8 respectivamente, tem como base as referências bibliográficas das Tabelas 1 e 2. Considerou-se que o compartimento inseto alóctone completa sua alimentação com componentes fora do sistema.

Tabela 7. Composição da dieta para as espécies de peixes e outros compartimentos/grupos utilizadas na modelagem do açude T1.

Presa / Predador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
1 <i>Hoplias aff. malabaricus</i>	0.04																	
2 <i>Crenicichla lepidota</i>	0.04																	
3 <i>Geophagus brasiliensis</i>	0.4	0.017																
4 <i>Cichlasoma portalegrense</i>	0.06	0.001	0.0004															
5 <i>Eigenmannia trilineata</i>	0.005	0.001	0.00005															
6 <i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	0.002	0.001	0.00095															
7 <i>Characidium rachovii</i>	0.01	0.001	0.005															
8 <i>Hyphessobrycon igneus</i>	0.002	0.008	0.023															
9 <i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	0.005	0.005	0.006															
10 <i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	0.001	0.001	0.002															
11 <i>Cyphocharax saladensis</i>	0.001		0.001															
12 <i>Cheirodon interruptus</i>	0.001		0.0005															
13 <i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0.001		0.0003															
14 <i>Pseudocorynopoma doriae</i>	0.0005		0.0001															
15 Inseto Alóctones	0.075	0.15	0.084	0.12	0.17	0.05	0.028						0.242	0.22				
16 Bentos	0.25	0.405	0.1067	0.17	0.25	0.2	0.773	0.24	0.02	0.05	0.013	0.08	0.16	0.55				
17 Soma	0.05	0.18	0.03		0.2	0.26	0.185	0.5	0.05	0.1		0.02		0.08			0.4	
18 Macrofitas			0.69	0.23		0.24	0.004	0.1	0.81	0.22	0.218	0.7	0.35	0.15	0.1	0.1	0.05	
19 Fitoplâncton						0.05						0.2					0.3	0.9
20 Detritos	0.0565	0.23	0.05	0.48	0.38	0.2	0.01	0.16	0.12	0.63	0.77		0.249				0.2	0.05
Import																0.9		
Soma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Tabela 8. Composição da dieta para as espécies de peixes e outros compartimentos/grupos utilizadas na modelagem do açude T2.

Presa / Predador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1 <i>Hoplias aff. malabaricus</i>	0.05											
2 <i>Crenicichla lepidota</i>	0.01											
3 <i>Geophagus brasiliensis</i>	0.4025	0.022										
4 <i>Cichlasoma portalegrense</i>	0.06	0.001	0.0004									
5 <i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	0.0025	0.001	0.003									
6 <i>Hyphessobrycon igneus</i>	0.0181	0.0093	0.021									
7 <i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	0.016	0.0015	0.0133									
8 <i>Cyphocharax saladensis</i>	0.001	0.0001	0.0011									
9 <i>Cheirodon interruptus</i>	0.0095	0.0001	0.0005									
10 Inseto Alóctones	0.075	0.15	0.084	0.12	0.05							
11 Bentos	0.2554	0.405	0.1067	0.17	0.2	0.24	0.05	0.013	0.08			
12 Zooplâncton	0.05	0.18	0.03		0.26	0.5	0.1		0.02		0.4	
13 Macrofitas			0.69	0.23	0.24	0.1	0.22	0.218	0.7	0.1	0.1	0.05
14 Fitoplâncton					0.05				0.2		0.3	0.9
15 Detritos	0.05	0.23	0.05	0.48	0.2	0.16	0.63	0.77			0.2	0.05
Import										0.9		
Soma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Os valores de entrada (B, PB e QB) e as estimativas (EE, NT e IO) são apresentadas nas Tabelas 9, 10, 11 e 12. De maneira geral os valores de PB e QB para as espécies de peixes foram os mesmos nos quatro modelos, a biomassa inicial dos compartimentos foi balanceada quando necessário.

Nos quatro modelos os valores de EE para os peixes estão entre 0,15 e 0,81, o que é próprio de ecossistemas jovens. Os valores de PB são mais elevados para os organismos de níveis tróficos inferiores nos três modelos, tais como zooplâncton, bentos, insetos alóctones, macrófitas e fitoplâncton (Tabelas 9, 10, 11 e 12).

Tabela 9. Valores calibrados para o modelo do açude T1. NT- Nível Trófico; B – Biomassa; PB – Produção/Biomassa; QB – Consumo/Biomassa; EE – Eficiência Ecotrófica; P/Q – Produção/Consumo; IO – Índice de onivoria. Valores em negrito foram estimados pelo Ecopath.

Compartimentos	NT	B	PB	QB	EE	P/Q	IO
1 <i>Hoplias aff. malabaricus</i>	3,33	0,29	1,19	9,30	0,39	0,13	0,18
2 <i>Crenicichla lepidota</i>	2,95	0,15	1,14	9,07	0,65	0,13	0,3
3 <i>Geophagus brasiliensis</i>	2,33	2,22	1,05	10,25	0,46	0,10	0,33
4 <i>Cichlasoma portalegrense</i>	2,36	0,19	1,52	10,35	0,59	0,15	0,33
5 <i>Eigenmannia trilineata</i>	2,72	0,02	1,24	5,69	0,81	0,22	0,3
6 <i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	2,59	0,11	1,68	12,59	0,16	0,13	0,35
7 <i>Characidium rachovii</i>	3,30	0,16	2,52	24,70	0,36	0,10	0,05
8 <i>Hyphessobrycon igneus</i>	2,84	0,55	2,54	25,36	0,38	0,10	0,27
9 <i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	2,08	0,20	2,19	20,76	0,35	0,11	0,08
10 <i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	2,17	0,13	2,31	20,55	0,16	0,11	0,17
11 <i>Cyphocharax saladensis</i>	2,02	0,09	1,85	14,27	0,16	0,13	0,02
12 <i>Cheirodon interruptus</i>	2,13	0,02	2,34	22,80	0,22	0,10	0,16
13 <i>Astyanax eigenmanniorum</i>	2,46	0,01	2,23	22,00	0,32	0,10	0,3
14 <i>Pseudocorynopoma doriae</i>	3,07	0,01	2,24	22,98	0,15	0,10	0,23
15 Inseto Alóctones	2,00	0,23	25,00	200,00	0,50	0,13	
16 Bentos	2,40	2,13	10,40	40,00	0,50	0,26	
17 Zooplâncton	2,00	1,59	55,00	250,00	0,50	0,22	
18 Macrofitas	1,00	3,09	20,00		0,90		
19 Fitoplâncton	1,00	2,14	200,00		0,90		
20 Detritos	1,00				0,20		

Tabela 10. Valores calibrados para o modelo do açude T2. NT- Nível Trófico; B – Biomassa; PB – Produção/Biomassa; QB – Consumo/Biomassa; EE – Eficiência Ecotrófica; P/Q – Produção/Consumo; IO – Índice de onivoria. Valores em negrito foram estimados pelo Ecopath.

Compartimentos	NT	B	PB	QB	EE	P/Q	IO
1 <i>Hoplias aff. malabaricus</i>	3,30	0,73	1,19	9,30	0,39	0,13	0,16
2 <i>Crenicichla lepidota</i>	2,95	0,13	1,14	9,07	0,46	0,13	0,3
3 <i>Geophagus brasiliensis</i>	2,32	5,18	1,05	10,25	0,51	0,10	0,32
4 <i>Cichlasoma portalegrense</i>	2,36	0,31	1,52	10,35	0,92	0,15	0,33
5 <i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	2,59	0,37	1,68	12,59	0,28	0,13	0,3
6 <i>Hyphessobrycon igneus</i>	2,84	1,80	2,54	25,36	0,27	0,10	0,27
7 <i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	2,17	1,13	2,31	20,55	0,31	0,11	0,17
8 <i>Cyphocharax saladensis</i>	2,02	0,11	1,85	14,27	0,31	0,13	0,02
9 <i>Cheirodon interruptus</i>	2,13	0,16	2,34	22,80	0,24	0,10	0,16
10 Inseto Alóctones	2,00	0,46	25,00	200,00	0,50	0,13	
11 Bentos	2,40	4,19	10,40	40,00	0,50	0,26	
12 Zooplâncton	2,00	3,47	55,00	250,00	0,50	0,22	
13 Macrofitas	1,00	6,69	20,00		0,90		
14 Fitoplâncton	1,00	4,63	200,00		0,90		
15 Detritos	1,00				0,21		

Tabela 11. Valores calibrados para o modelo do açude T3. NT- Nível Trófico; B – Biomassa; PB – Produção/Biomassa; QB – Consumo/Biomassa; EE – Eficiência Ecotrófica; P/Q – Produção/Consumo; IO – Índice de onivoria. Valores em negrito foram estimados pelo Ecopath.

Compartimentos	NT	B	PB	QB	EE	P/Q	IO
1 <i>Micropterus salmoides</i>	3,11	1,51	0,95	8,47	0,45	0,11	0,14
2 <i>Geophagus brasiliensis</i>	2,41	0,20	1,05	10,25	0,61	0,10	0,36
3 Inseto Alóctones	2,00	0,66	25,00	200,00	0,50	0,13	
4 Bentos	2,40	0,73	10,40	40,00	0,50	0,26	
5 Zooplâncton	2,00	0,42	55,00	250,00	0,50	0,22	
6 Macrofitas	1,00	1,21	20,00		0,90		
7 Fitoplâncton	1,00	0,58	200,00		0,90		
8 Detritos	1,00				0,13		

Tabela 12. Valores calibrados para o modelo do açude T4. NT- Nível Trófico; B – Biomassa; PB – Produção/Biomassa; QB – Consumo/Biomassa; EE – Eficiência Ecotrófica; P/Q – Produção/Consumo; IO – Índice de onivoria. Valores em negrito foram estimados pelo Ecopath.

Compartimentos	NT	B	PB	QB	EE	P/Q	IO
1 <i>Micropterus salmoides</i>	3,15	0,91	0,95	8,47	0,45	0,11	0,15
2 <i>Oreochromis niloticus</i>	2,51	0,36	1,41	12,84	0,77	0,11	0,42
3 Inseto Alóctones	2,00	0,36	25,00	200,00	0,50	0,13	
4 Bentos	2,40	0,71	10,40	40,00	0,50	0,26	
5 Zooplâncton	2,00	0,42	55,00	250,00	0,50	0,22	
6 Macrofitas	1,00	1,01	20,00		0,90		
7 Fitoplâncton	1,00	0,57	200,00		0,90		
8 Detritos	1,00				0,14		

Nos modelos, a biomassa e o número de espécies, foram maiores entre os níveis tróficos 2 e 3. As espécies que pertencem a estes grupos são *C. lepidota*, *G. brasiliensis*, *C. portalegrensis*, *G. rhabdotus*, *H. igneus*, *H. meridionalis*, *C. saladensis* e *C. interruptus* que representam o 57,14% da composição de espécies de T1 e o 88,89% da composição de T2.

Nos modelos apresentados, não observamos nenhuma espécie no nível trófico 4 ou superior, as espécies *H. aff. Malabaricus* e *M. salmoides* estão entre os níveis 3 e 4, são ictiófagos. As espécies *C. rachovii* e *P. doriae* são onívoros, apresentando valores de NT um pouco maiores que 3, *H. igneus* e *C. lepidota* também são classificados como onívoros (Soneira *et al.* 2006; Bastos *et al.*, 2013) e possuem valores de NT próximos a 3.

Na Tabela 13 podemos ver uma comparação entre os valores das biomassas/área dos açudes estudados. O valor da biomassa/área mostra que nos valores T1 (4,15 g/m²) e T2 (9,92 g/m²) são maiores.

Tabela 13. Comparação das biomassas/área dos açudes estudados. BT sem detritos – Biomassa total sem detritos; BIT – Biomassa da ictiofauna total.

	T1	T2	T3	T4
Área (m ²)	4 398	11 080	25 037	27 622
BT sem detritos (g/m ²)	13,33	29,36	5,32	4,34
BIT (g/m ²)	4,15	9,92	1,71	1,27

4.4. Transferência de energia

A transferência de energia declina à medida que alcança os níveis tróficos superiores nos quatro modelos (Tabela 14), indicando que o comportamento de distribuição de fluxo de energia através dos níveis tróficos discretos é similar entre os açudes T1 e T2, e entre T3 e T4.

A teia alimentar baseada em produtores primários é tão eficiente como a baseada em detritos em todos os açudes.

Tabela 14. Eficiência de transferência de energia entre os níveis tróficos dos açudes estudados.

NT – nível trófico.

T1			
Fonte\NT	II	III	IV
Produtor	10,36	10,01	3,95
Detritos	10,43	7,02	3,52
Todos os Fluxos	10,37	9,73	3,92
Eficiência da Transferência de produtor primário	7,43%		
T2			
Fonte\NT	II	III	IV
Produtor	10,38	9,16	3,6
Detritos	9,72	6,45	3,12
Todos os Fluxos	10,32	8,9	3,57
Eficiência da Transferência de produtor primário	6,99%		
T3			
Fonte\NT	II	III	IV
Produtor	8,49	8,74	0,35
Detritos	10,82	3,21	0,33
Todos os Fluxos	8,61	8	0,35
Eficiência da Transferência de produtor primário	2,96%		
T4			
Fonte\NT	II	III	IV
Produtor	9,22	9,86	1,83
Detritos	11,67	5,35	1,38
Todos os Fluxos	9,36	9,36	1,8
Eficiência da Transferência de produtor primário	5,56%		

A eficiência de transferência de energia por nível trófico de um nível a outro imediatamente superior é de aproximadamente 10%.

De forma complementar, os diagramas de fluxo dos sistemas oferecem um resumo das teias tróficas dos açudes estudados. A complexidade da teia trófica dos dois primeiros modelos contrasta fortemente com a simplicidade da teia trófica dos açudes com a presença de espécies não nativas (T3 e T4).

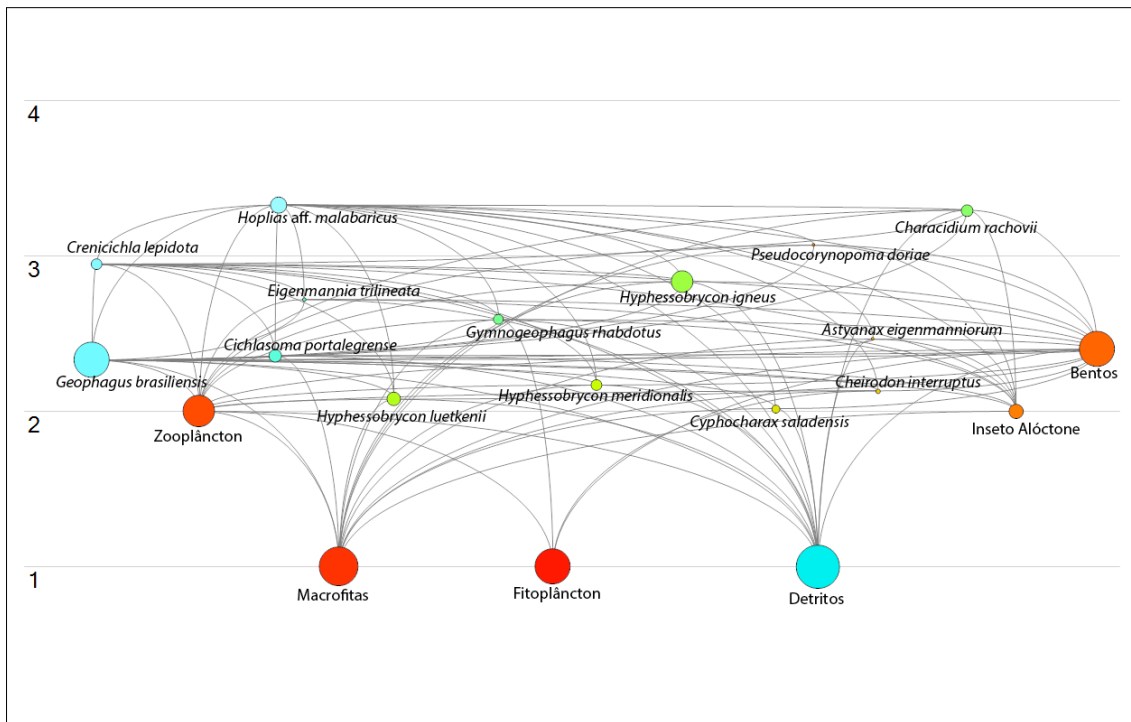


Figura 4. Diagrama de fluxo do sistema do açude T1. Cada compartimento/grupo é mostrado como um círculo e seu tamanho é proporcional à biomassa. Os compartimentos/grupos são representados por seus níveis tróficos (eixo “y”) e ligados por relações predador-presa.

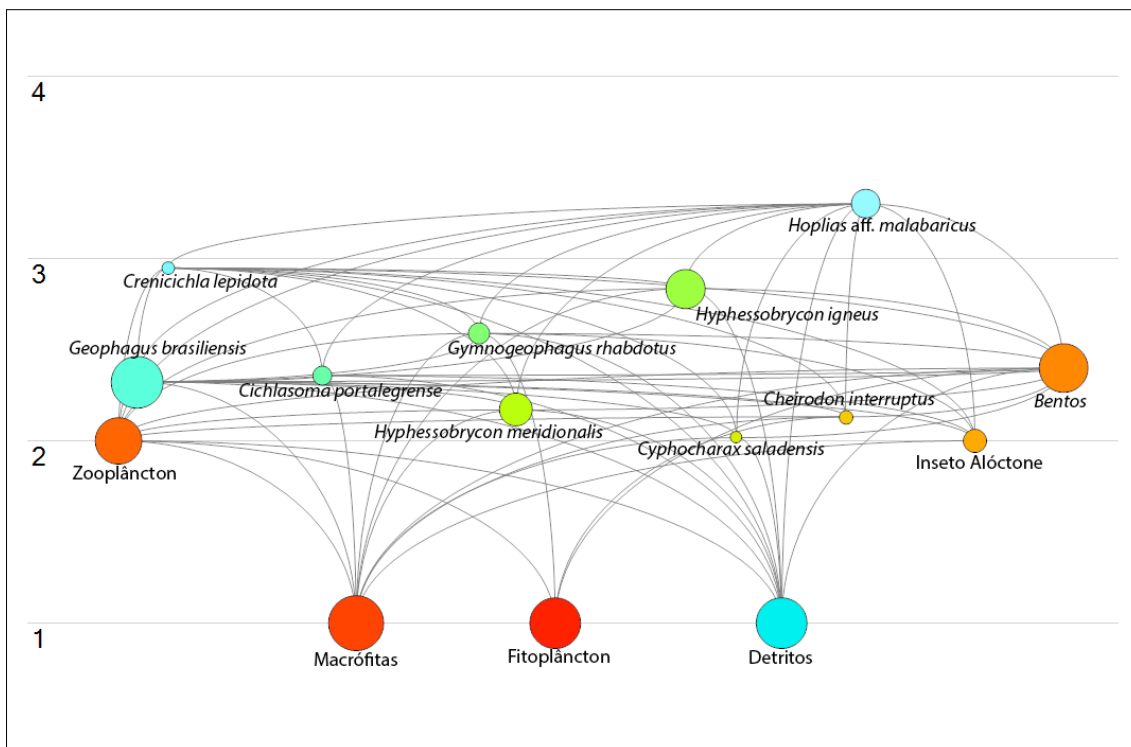


Figura 5. Diagrama de fluxo do sistema do açude T2. Cada compartimento/grupo é mostrado como um círculo e seu tamanho é proporcional à biomassa. Os compartimentos/grupos são representados por seus níveis tróficos (eixo “y”) e ligados por relações predador-presa.

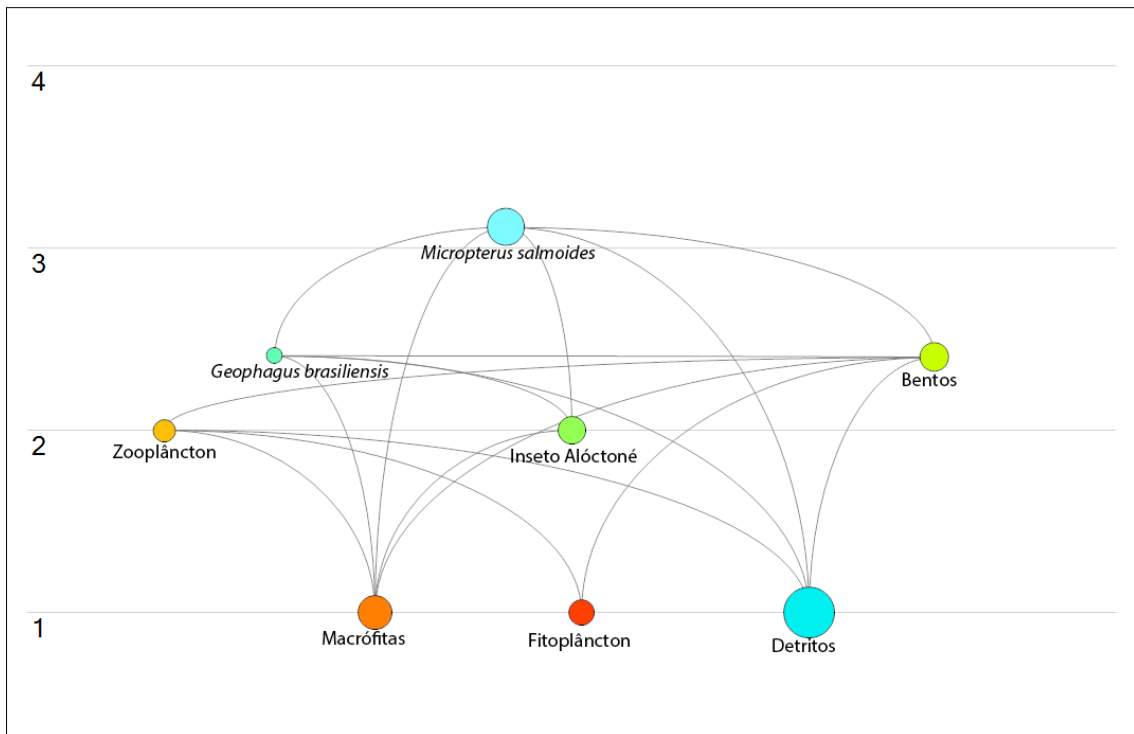


Figura 6. Diagrama de fluxo do sistema do açude T3. Cada compartimento/grupo é mostrado como um círculo e seu tamanho é proporcional à biomassa. Os compartimentos/grupos são representados por seus níveis tróficos (eixo “y”) e ligados por relações predador-presa.

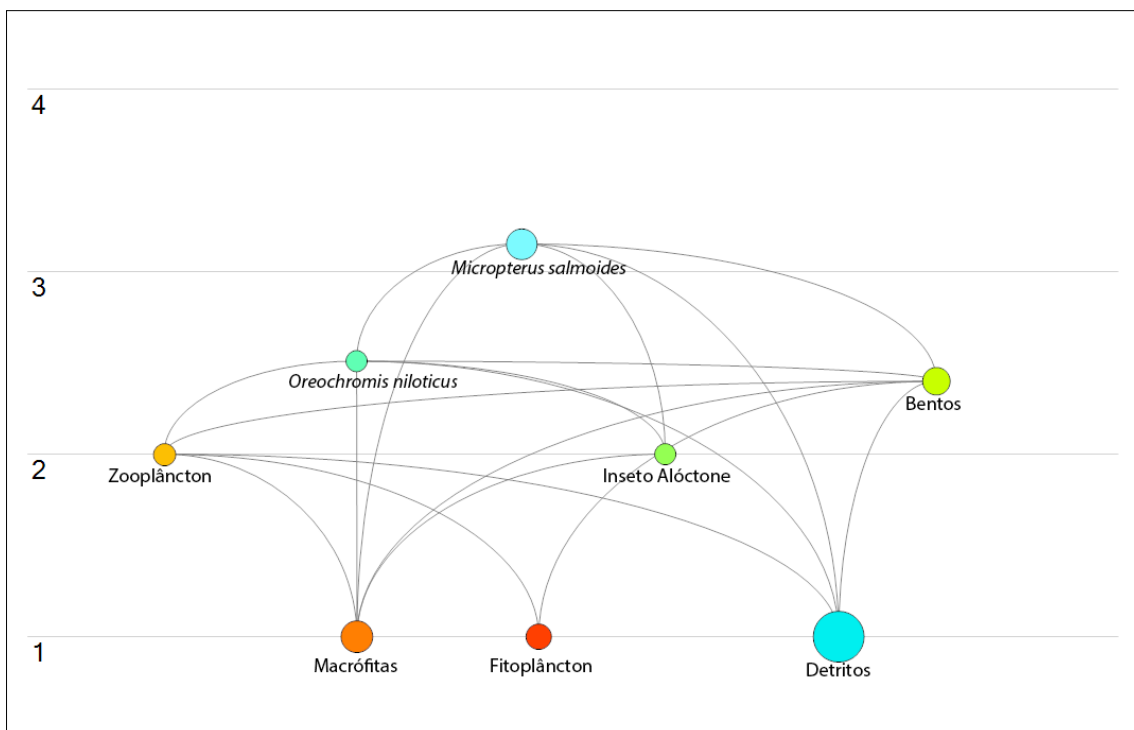


Figura 7. Diagrama de fluxo do sistema do açude T4. Cada compartimento/grupo é mostrado como um círculo e seu tamanho é proporcional à biomassa. Os compartimentos/grupos são representados por seus níveis tróficos (eixo “y”) e ligados por relações predador-presa.

4.5. Matriz de impacto trófico misto

No modelo T1, o predador *H. aff. malabaricus*, tem um impacto negativo em todos os peixes dos que se alimenta. A espécie *G. brasiliensis* afeta negativamente a maioria das outras espécies com quem ela compete. Os detritos têm um impacto positivo moderado em todos que consomem esse item. As relações do modelo T2 se desenvolvem de forma semelhante que em T1 (Figuras 8 e 9).

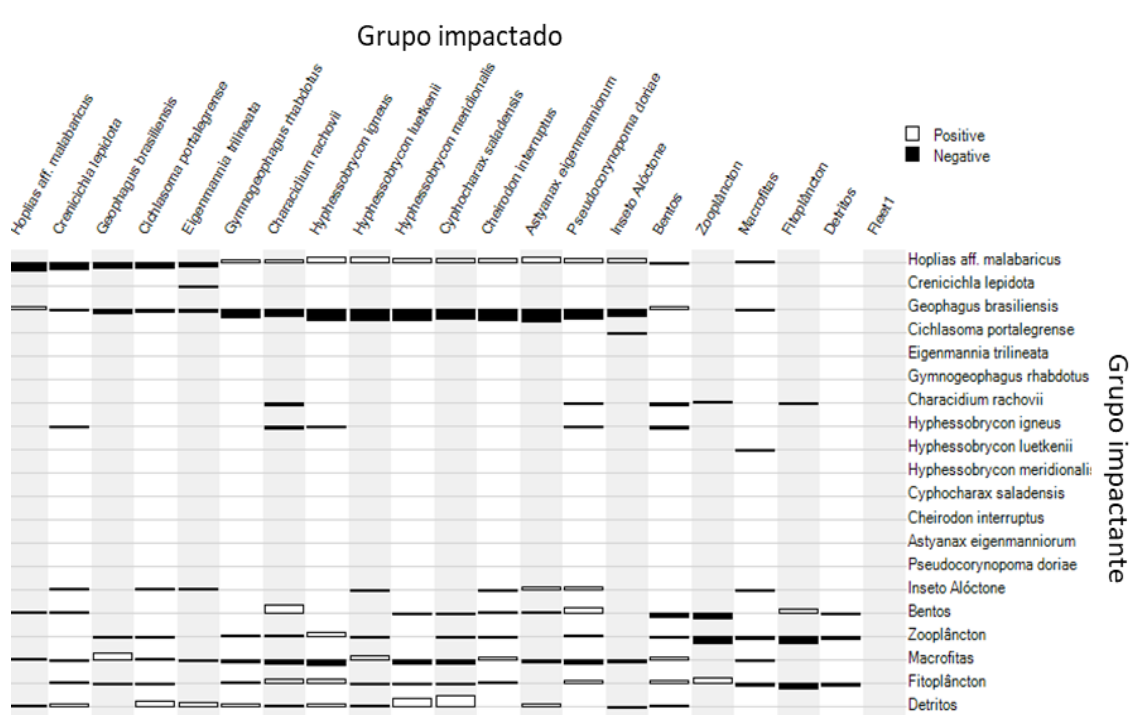


Figura 8. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T1, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.

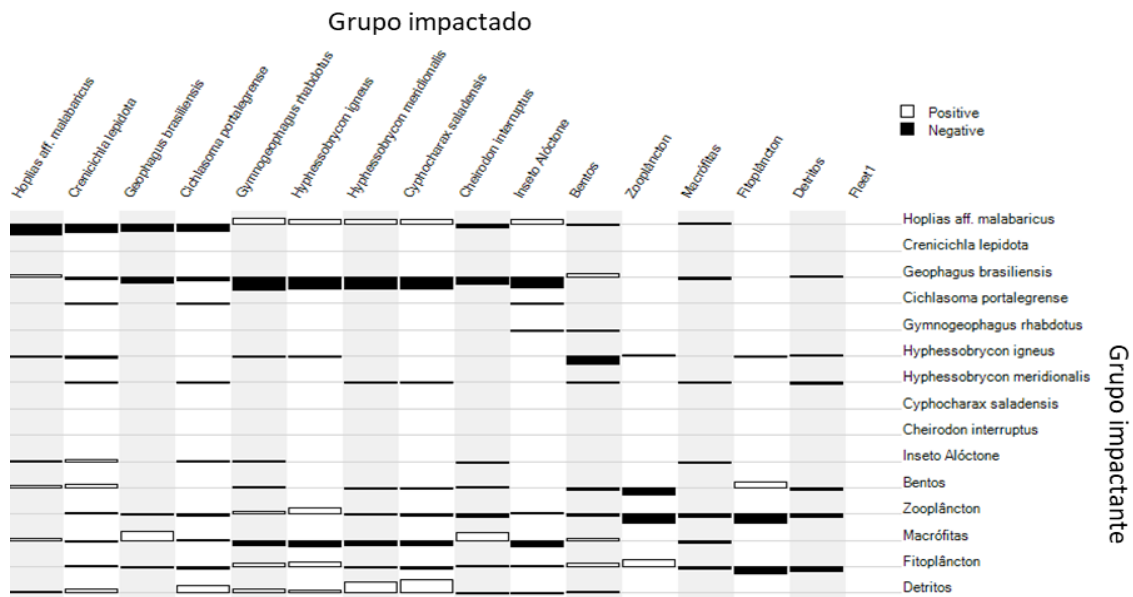


Figura 9. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T2, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.

Nos açudes com pouca diversidade, T3 e T4, o predador *M. salmoides* exerce um impacto negativo sobre *G. brasiliensis* (em T3) e em *O. niloticus* (T4), o compartimento de detritos tem um impacto positivo em *G. brasiliensis* (Figuras 10 e 11).

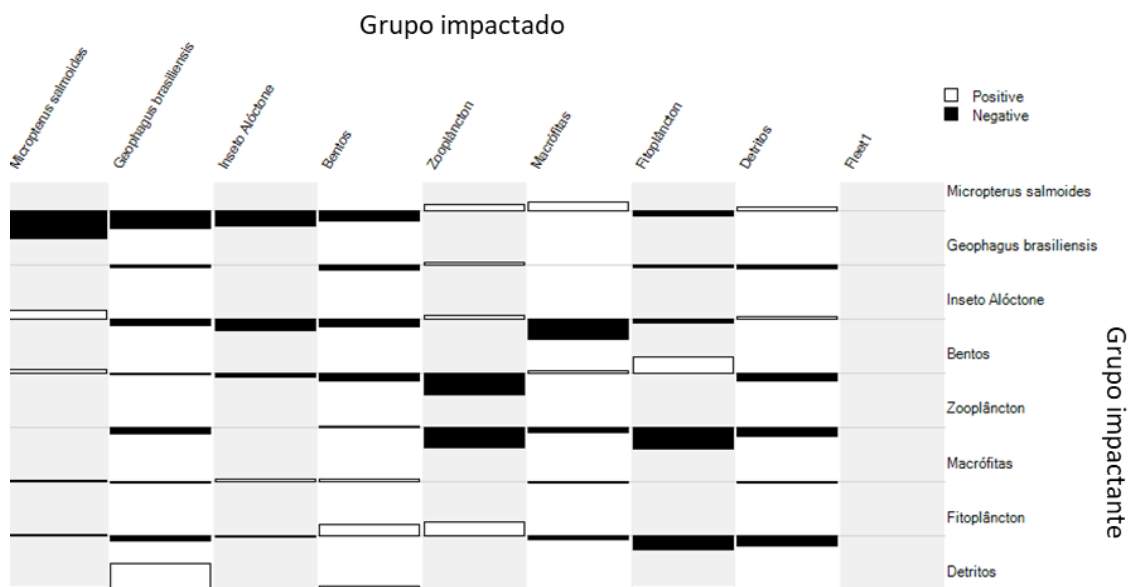


Figura 10. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T3, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.

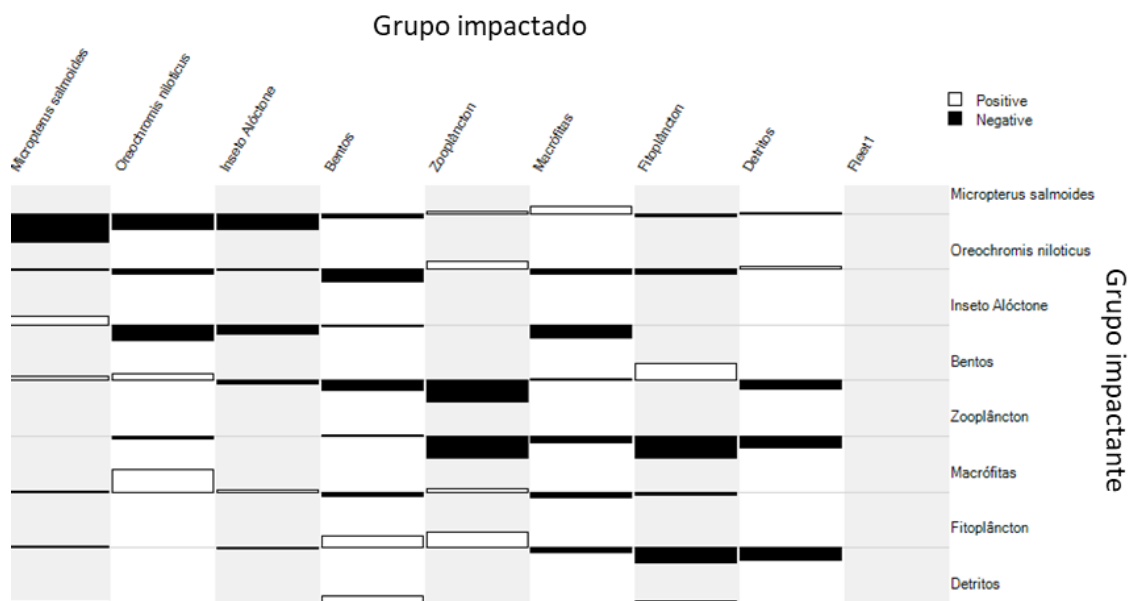


Figura 11. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T4, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.

4.6. Índice de espécie-chave (Ksi)

Como uma forma de síntese da importância de cada componente sobre os demais, na matriz de impacto trófico foram calculados os índices de espécie-chave (Libralato *et al.*, 2006) para os açudes T1 e T2 que são mais complexos. Uma análise do índice de espécie-chave mostra a importante atuação da espécie onívora *G. brasiliensis* e do predador de topo *H. aff. malabaricus*, além de identificar as macrófitas como recurso chave nestes ambientes como mostrado na Tabela 15.

Tabela 15. Índice de espécie-chave para os modelos dos açudes T1 e T2 com as cinco primeiras espécies-chave de cada modelo

Ksi	T1	T2
1	<i>Geophagus brasiliensis</i>	<i>Geophagus brasiliensis</i>
2	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>
3	Macrófitas	Macrófitas
4	Bentos	Zooplâncton
5	Zooplâncton	Fitoplâncton

4.7. Índices ecossistêmicos

Baseado nos atributos ecossistêmicos percebe-se que os sistemas T1 e T2 são similares para vários destes atributos. A biomassa total do sistema é maior em T2, seguida por T1. A

relação Produção primária total/Respiração mostra que os sistemas T1 e T2 não são maduros e que os açudes T3 e T4 poderiam ser maduros, mas, o resultado nestes últimos pode ser devido à baixa diversidade do sistema (Tabela 16).

O Índice de Onivoria está entre os valores de 0,18 e 0,1; o índice de conectividade está entre os valores de 0,28 e 0,39 (Tabela 16).

O valor de Pedigree e de 0,39 para o açude T1, de 0,35 para o açude T2 y de 0,17 para os açudes T3 e T4 (Tabela 16).

Tabela 16. Quantificação geral dos fluxos energéticos e índices ecossistemicos para os modelos dos açudes estudados.

Parâmetro	Unidade	T1	T2	T3	T4
Soma do consumo total	g/m ² /ano	586,61	1270,83	282,04	217,17
Soma de todos os fluxos respiratórios	g/m ² /ano	347,58	755,27	176,62	132,97
Soma de todos os fluxos para detritos	g/m ² /ano	227,69	492,41	94,95	77,18
Fluxos totais no sistema	g/m ² /ano	1344,22	2905,15	635,84	493,4
Soma da produção total	g/m ² /ano	610,79	1320,36	188,74	175,28
Produção Primária Líquida total	g/m ² /ano	489,08	1058,97	139,73	134,51
Produção primária total/Respiração Total	g/m ² /ano	1,41	1,40	0,79	1,01
Produção Líquida do sistema	g/m ² /ano	141,50	303,70	-36,89	1,54
Produção primária total/Biomassa total		36,68	36,07	26,29	31,00
Índice de conectividade		0,28	0,35	0,38	0,39
Índice de Omnivoria		0,18	0,17	0,1	0,1
Pedigree		0,39	0,35	0,25	0,25

4.8. Simulações temporais

4.8.1. *Micropterus salmoides* em T1

O açude T1 tem uma biomassa da ictiofauna total (BIT) de 4,15 g/m². Os valores de biomassa inicial de entrada (input) de *M. salmoides* no sistema são uma porcentagem de BIT como mostra a Tabela 17. O número de compartimentos/grupos no sistema é de 21.

Tabela 17. Valores de biomassas de entrada (g/m²) de *M. salmoides* para as simulações considerando diferentes %BIT (porcentagem da biomassa da ictiofauna total) no açude T1.

<i>M. salmoides</i> T1 (g/m ²)	% BIT
0,104	2,5
0,31	7,5
0,52	12,5
0,726	17,5

A matriz de impacto trófico para o açude T1, para todas as simulações, mostra que *M. salmoides* gera um impacto negativo nos peixes que preda; *Hoplias aff. malabaricus* tem um impacto positivo nos outros peixes ao ser competidor de *M. salmoides*; e *G. brasiliensis* causa um efeito negativo nos peixes com os quais compete (Figura 12).

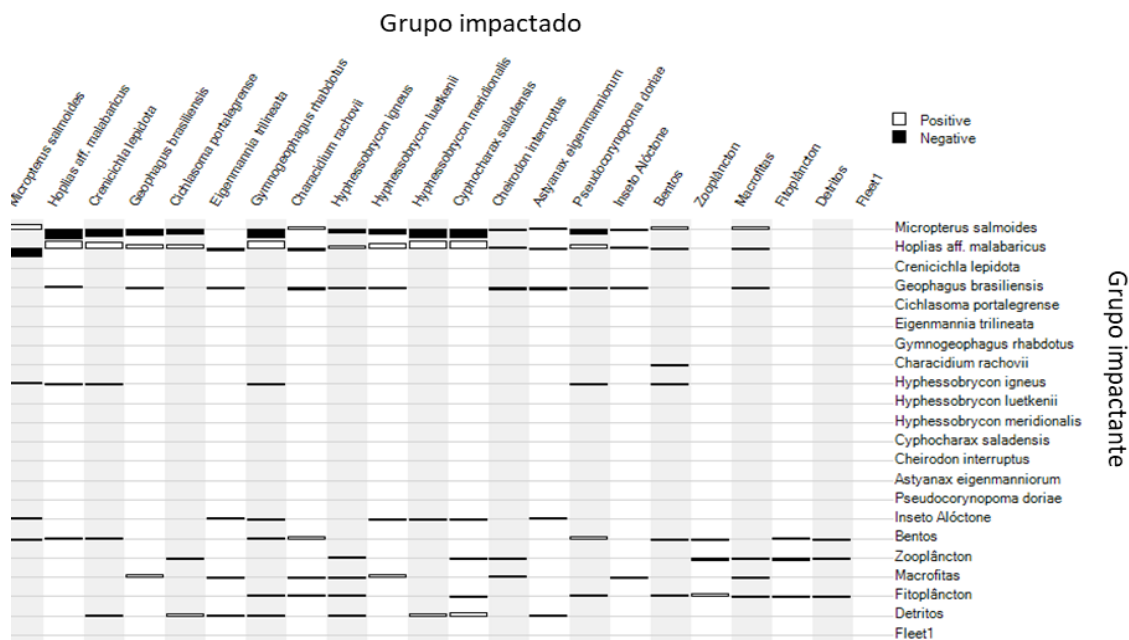


Figura 12. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T1 com a introdução de *M. salmoides*, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.

Em todas as simulações de T1, mostra-se a espécie *M. salmoides* com o maior valor de índice de espécies-chave (Ksi), seguido de *H. aff. malabaricus*. Isso é diferente com os resultados pra o mesmo índice mostrados para o açude T1 sem presença de *M. salmoides* (Tabela 15), onde a espécie com maior valor de Ksi foi *G. brasiliensis*.

Nas diferentes simulações, com biomassa inicial de entrada (input) da espécie *M. salmoides* no sistema (Tabela 17) , temos:

Simulação *M. salmoides* – 0,104 g/m²: Todos os táxons diminuem sua biomassa relativa, sendo os menos afetados as espécies *C. lepidota* e *G. brasiliensis*, enquanto os outros táxons diminuem sua biomassa sem chegar a zero (Figura 13A).

Simulação *M. salmoides* - 0,31 g/m²: Os táxons *C. rachovii*, *C. saladensis*, *C. interruptus*, *H. igneus*, *H. luetkenii*, *H. meridionalis* e *G. rhabdotus* mostram uma queda de biomassa próxima de zero.

Simulação *M. salmoides* - 0,52 g/m²: A mesma tendência é mantida.

Simulação *M. salmoides* - 0,726 g/m²: Os táxons colapsam aos 80 anos de iniciada a entrada de *M. salmoides*, sendo o último *G. brasiliensis* (Figura 13B). O valor de *M. salmoides* com uma biomassa inicial de 17,5% da BIT representa no açude T1 um total de 3,19 kg no ecossistema, equivalente a 21 indivíduos de 150 g.

Micropterus salmoides, com diferentes biomassas iniciais em uma série temporal de 80 anos em T1, mostra o rápido aumento de sua biomassa mostrando um crescimento logarítmico até ser predominante no ecossistema.

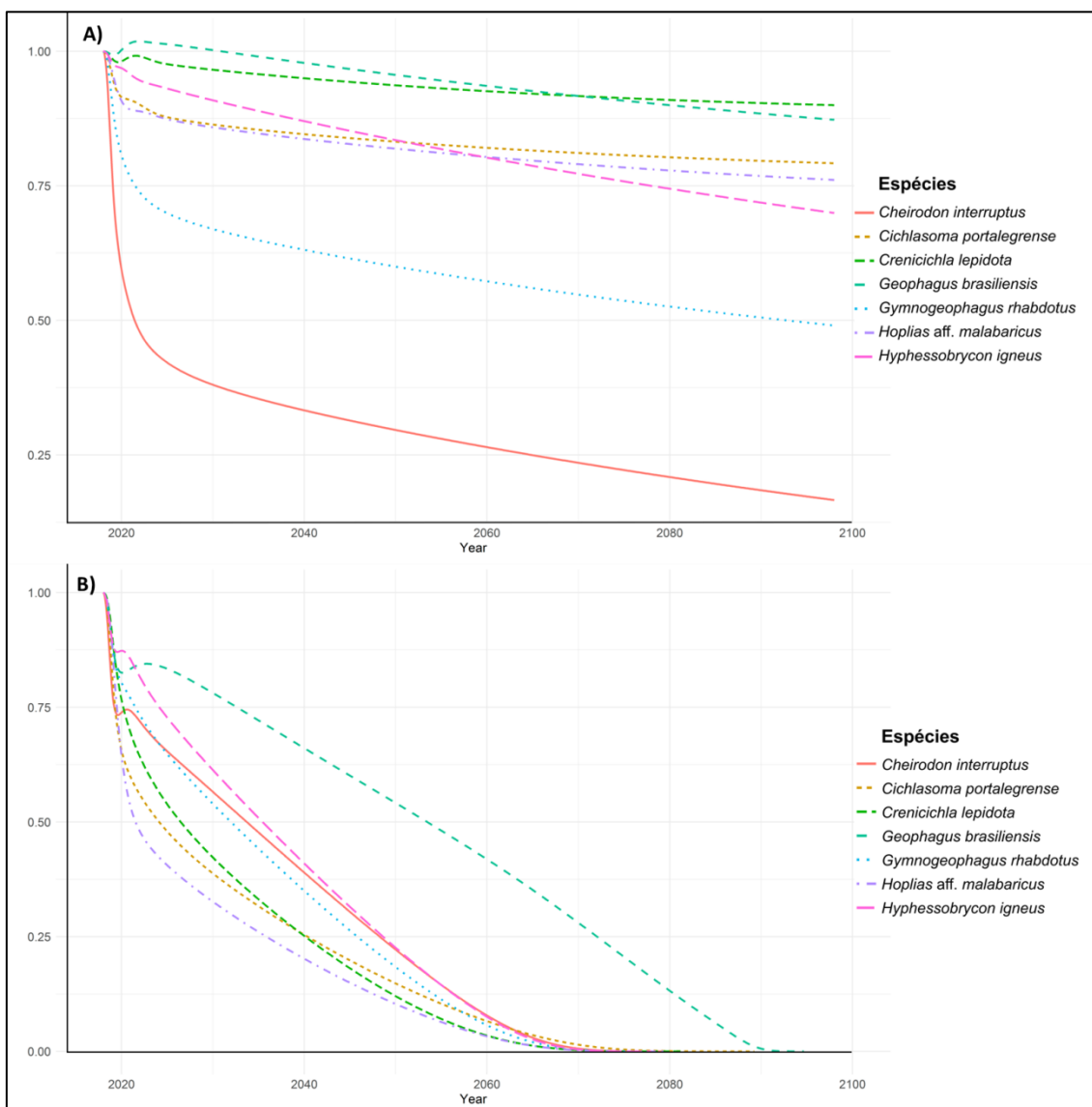


Figura 13. Biomassa relativa da fauna de peixes representativos do açude T1. Não está incluído *M. salmoides*. A) Modelo dinâmico gerado com a entrada de *M. salmoides* com 2,5% da biomassa da ictiofauna total. B) Modelo dinâmico gerado com a entrada de *M. salmoides* com 17,5% da biomassa da ictiofauna total.

4.8.2. *Micropterus salmoides* em T2

O açude T2 tem uma biomassa da ictiofauna total (BIT) de 9,92 g/m². Os valores de biomassa inicial de entrada (input) de *M. salmoides* no sistema são uma porcentagem de BIT como mostra a Tabela 18. O número de compartimentos/grupos no sistema é de 16.

Tabela 18. Valores de biomassas de entrada (g/m²) de *M. salmoides* para as simulações considerando diferentes %BIT (porcentagem da biomassa da ictiofauna total) no açude T2.

<i>M. salmoides</i> T2 (g/m ²)	% BIT
0,25	2,5
0,74	7,5
1,24	12,5
1,74	17,5

No açude T2 a matriz de impacto trófico, para todas as simulações, mostra que *M. salmoides* gera um impacto negativo nos outros peixes, com nenhum impacto em *H. meridionalis* e impacto positivo em *C. portalegrensis* (Figura 14). *Hoplias* aff. *malabaricus* gera um impacto negativo em *C. portalegrensis* e *G. brasiliensis*, e *G. brasiliensis* gera um impacto negativo nos outros peixes, exceto em *M. salmoides*.

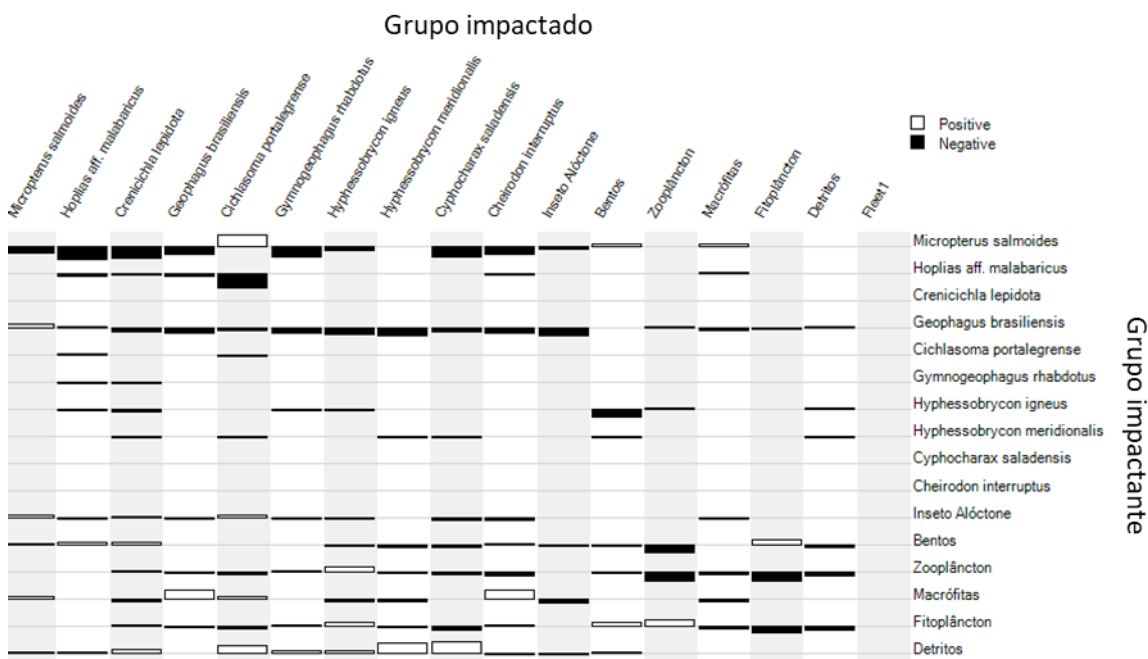


Figura 14. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T2 com a introdução de *M. salmoides*, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.

Para as simulações de T2, em todas as simulações, mostra-se a espécie *M. salmoides* com o maior valor de índice de espécies-chave, seguido de *G. brasiliensis*. Comparando isto com os resultados para o mesmo índice mostrados para o açude T2 sem presença de *M. salmoides*, notamos que agora o sistema é influenciado pelo predador topo *M. salmoides* e a espécie *G. brasiliensis*.

Nas diferentes simulações, com biomassa inicial de entrada (input) da espécie *M. salmoides* no sistema (Tabela 18), temos:

Simulação *M. salmoides* - 0,248 g/m²: Mostra-se uma diminuição na biomassa relativa de todos os táxons, sendo o menos afetado *G. brasiliensis* (Figura 15A).

Simulação *M. salmoides* - 0,74 g/m²: A tendência é mantida.

Simulação *M. salmoides* - 1,24 g/m²: Todos os táxons diminuem sua biomassa relativa, todas as populações colapsando no modelo aos 80 anos, menos *G. brasiliensis*, *C. portalegrensis*, *C. saladensis* e *H. meridionalis*.

Simulação *M. salmoides* - 1,736 g/m²: Todas as populações, entram em colapso no modelo antes de atingir o ano de 2080, sendo a última em desaparecer do sistema *G. brasiliensis* (Figura 15B). *Micropterus salmoides*, com diferentes biomassas iniciais em uma série temporal de 80 anos em T2, mostra o rápido aumento de sua biomassa até ser predominante no ecossistema. O valor de *M. salmoides* com uma biomassa inicial de 17,5% da BIT representa no açude T2 um total de 19,23 kg no ecossistema, equivalente a 128 indivíduos de 150 g.

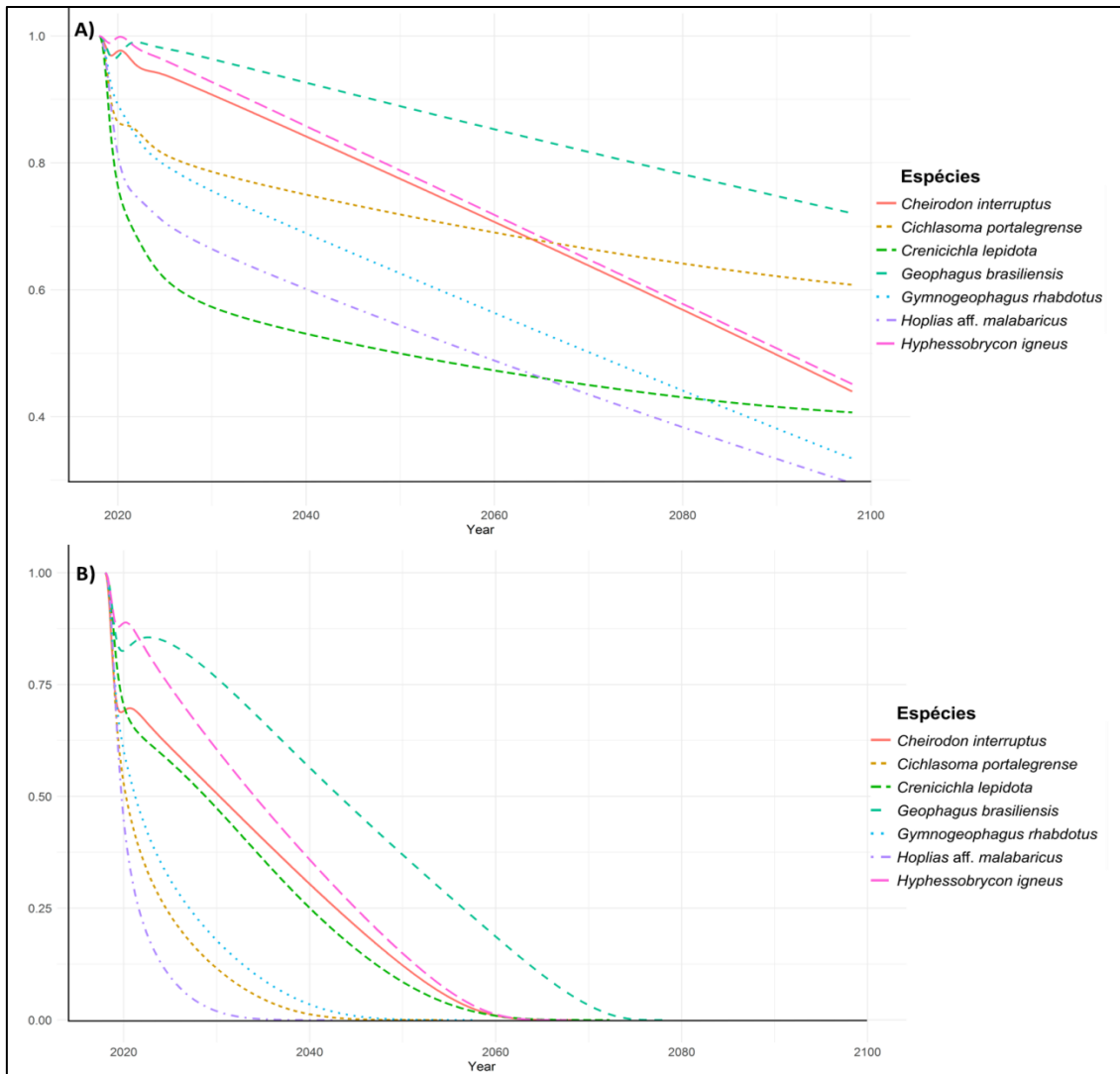


Figura 15. Biomassa relativa da fauna de peixes representativos no açude T2. Não está incluído *M. salmoides*. A) Modelo dinâmico gerado com a entrada de *M. salmoides* com 2,5% da biomassa da ictiofauna total. B) Modelo dinâmico gerado com a entrada de *M. salmoides* com 17,5% da biomassa da ictiofauna total.

4.8.3. *Oreochromis niloticus* em T1

O açude T1 tem uma biomassa da ictiofauna total (BIT) de 4,15 g/m². Os valores de biomassas inicial de entrada (input) de *O. niloticus* no sistema, são como mostra a Tabela 19.

Tabela 19. Valores de biomassas de entrada (g/m²) de *O. niloticus* para as simulações considerando diferentes %BIT (percentagem da biomassa da ictiofauna total) no açude T1.

<i>O. niloticus</i> T1	
% BIT	(g/m ²)
2,5	0,10
20,0	0,83
40,0	1,66
60,0	2,49

A matriz de impacto trófico para o açude T1, para todas as simulações, mostra que *O. niloticus* gera um impacto negativo nos outros peixes, mas, com nenhum impacto em *H. aff. malabaricus*. *Geophagus brasiliensis* gera um impacto negativo em todos os peixes, *H. aff. malabaricus* afeta negativamente a os peixes que preda (Figura 16).

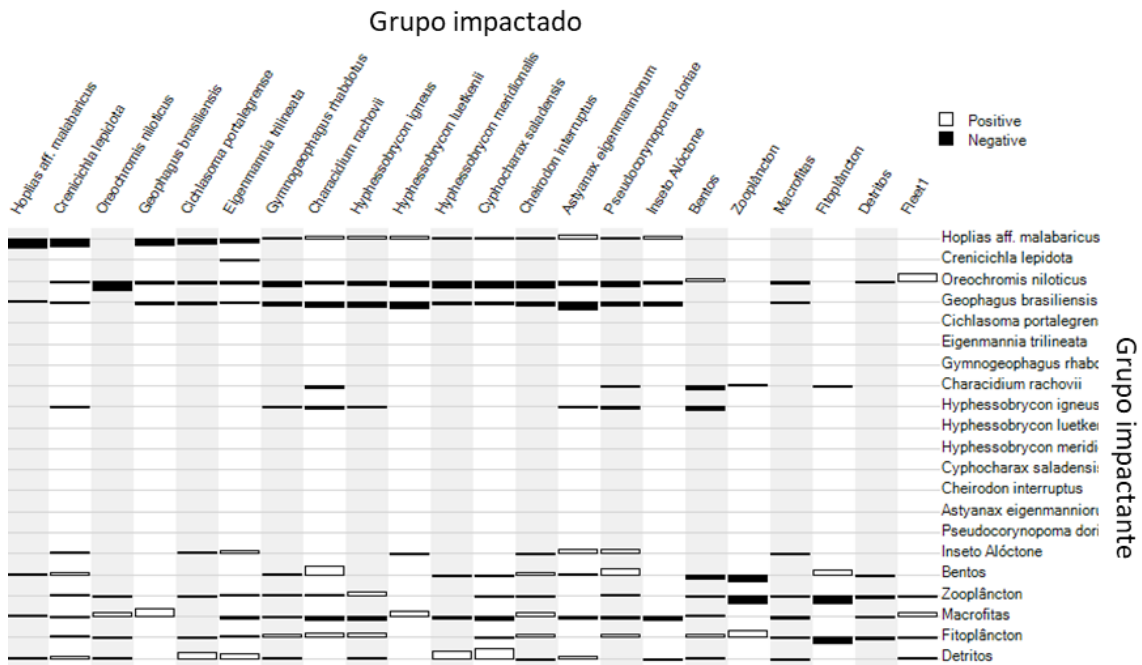


Figura 16. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T1 com a introdução de *O. niloticus*, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em preto) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.

O índice de espécie chave (Ksi) para a simulação de entrada de *O. niloticus* com 20% do BTI mostra a um maior valor pra *G. brasiliensis*, seguido de macrófitas e *O. niloticus*.

Nas diferentes simulações, com biomassa inicial de entrada (input) da espécie *O. niloticus* no sistema (Tabela 19) , temos:

Simulação *O. niloticus* - 0,104 g/m²: Mostra-se um aumento na biomassa de *C. lepidota* e *H. aff. malabaricus*, enquanto os outros táxons diminuem sua biomassa sem chegar a zero (Figura 17A).

Simulação *O. niloticus* - 0,83 g/m²: Somente *H. aff. malabaricus* aumenta sua biomassa, os outros peixes diminuem em biomassa, a mesma tendência é mantida com o 1,66 g/m².

Simulação *O. niloticus* - 2,49 g/m²: A biomassa de *H. aff. malabaricus* se incrementa, *H. igneus*, *C. lepidota* e *G. rhabdotus* são as menos afetadas, mantendo biomassas relativas entre o 0,5 e 0,2 da biomassa inicial. As biomassas relativas de *H. meridionalis*, *P. doriae*, *H.*

luetkenii, *C. saladensis*, *G. brasiliensis*, *A. eigenmanniorum*, *E. trilineata* e *C. portalegrensis* mantiveram-se entre 0,2 e 0,05 (Figura 17B).

Oreochromis niloticus com diferentes biomassas iniciais mostra um rápido aumento de sua biomassa relativa, a biomassa estabiliza-se quando chega a quase 15 g/m² em todas as simulações. O valor de *O. niloticus* com uma biomassa inicial de 60% da BIT representa no açude T1 um total de 10,95 kg no ecossistema, equivalente a 365 indivíduos de 30 g sexualmente maduros (Peterson *et al.*, 2004).

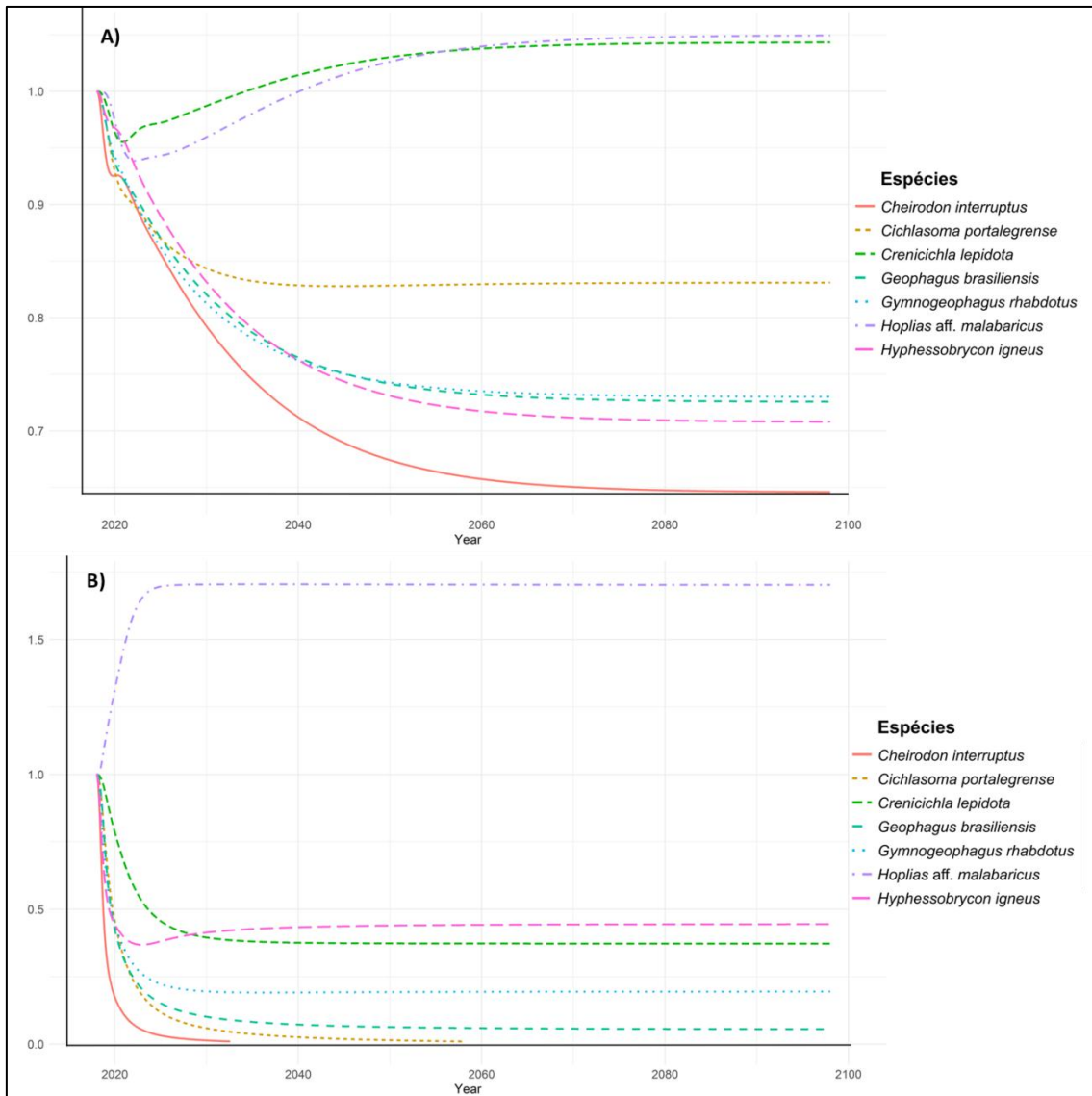


Figura 17. Biomassa relativa da fauna de peixes representativos do açude T1. Não está incluído *O. niloticus*. A) Modelo dinâmico gerado com a entrada de *O. niloticus* com 2,5% da biomassa da ictiofauna total. B) Modelo dinâmico gerado com a entrada de *O. niloticus* com 60% da biomassa da ictiofauna total, não está incluído *H. aff. malabaricus*.

4.8.4. *Oreochromis niloticus* em T2

O açude T2 tem uma biomassa de ictiofauna total (BIT) de 9,92 g/m², os valores de biomassa inicial de entrada (input) de *O. niloticus* no sistema são uma porcentagem de BIT como mostra a Tabela 20.

Tabela 20. Valores de biomassas de entrada (g/m²) de *O. niloticus* para as simulações considerando diferentes %BIT (porcentagem da biomassa da ictiofauna total) no açude T2.

<i>O. niloticus</i> T2	
% BIT	(g/m ²)
2,5	0,25
20,0	1,98
40,0	3,968
60,0	5,952

A matriz de impacto trófico para o açude T2, para todas as simulações, mostra um impacto negativo de *O. niloticus* nos outros peixes, mas, com nenhum impacto em *H. aff malabaricus*. *Geophagus brasiliensis* gera um impacto negativo em todos os peixes, as macrófitas geram um impacto positivo em *O. niloticus*, *G. brasiliensis* e *C. interruptus* (Figura 18).

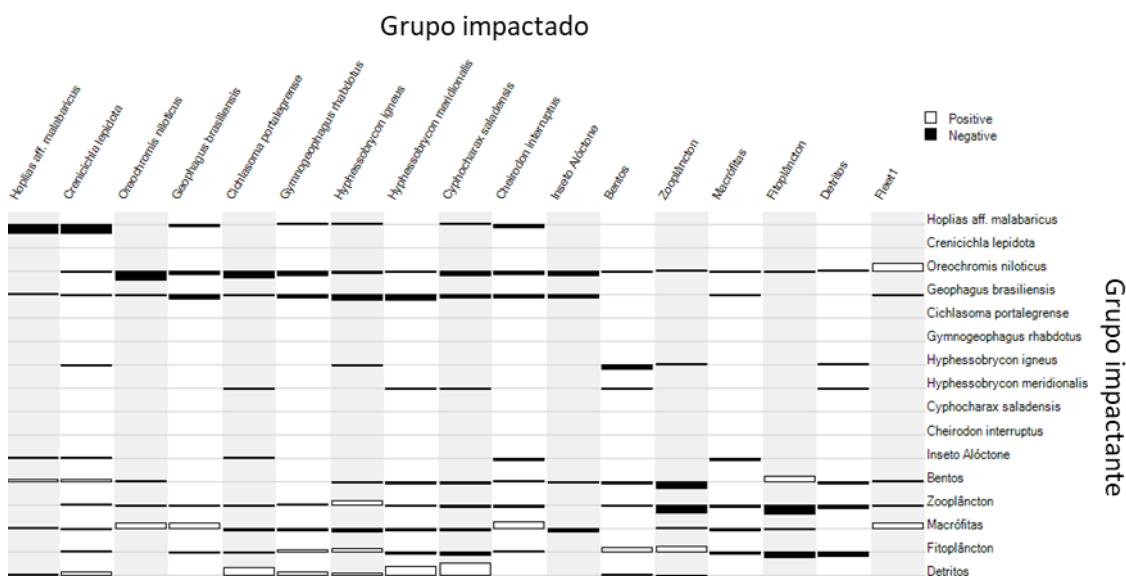


Figura 18. Matriz de impacto trófico para o modelo do açude T2 com a introdução de *O. niloticus*, mostrando as relações diretas e indiretas entre os componentes do sistema. O aumento da biomassa de um grupo no eixo “y” resultará num impacto positivo (barra em branco), um impacto negativo (barra em negro) ou nenhum impacto sobre o grupo listado no eixo “x”.

O índice de espécie chave (Ksi) para a simulação de entrada de *O. niloticus* com 20% do BIT mostra a um maior valor pra *G. brasiliensis*, seguido de macrófitas e zooplâncton.

Nas diferentes simulações, com biomassa inicial de entrada (input) da espécie *O. niloticus* no sistema (Tabela 20) , temos:

Simulação *O. niloticus* - 0,248 g/m²: Mostra-se um aumento na biomassa *C. lepidota* e *H. aff. malabaricus*, enquanto os outros táxons diminuem sua biomassa sem chegar a zero (Figura 19A).

Simulação *O. niloticus* - 1,984 g/m²: Somente *H. aff. malabaricus* aumenta em biomassa, os outros peixes diminuem entre 0,8 e 0,25 da biomassa inicial

Simulação *O. niloticus* - 3,968 g/m²: Somente *H. aff. malabaricus* aumenta em biomassa, os outros peixes diminuem entre 0,7 e 0,15 da biomassa inicial.

Simulação *O. niloticus* - 5,952 g/m²: A biomassa de *H. aff. malabaricus* se incrementa, *H. igneus* e *G. rhabdotus* são as menos afetadas, mantendo biomassas entre o 0,5 e 0,4 da biomassa inicial. As biomassas de *C. interruptus*, *G. brasiliensis* e *C. lepidota* mantiveram-se entre 0,3 e 0,1 das biomassas iniciais, enquanto para *C. portalegrensis* a biomassa diminuiu até zero 20 anos depois de começada a simulação (Figura 19B).

Oreochromis niloticus com diferentes biomassas iniciais mostra um rápido aumento de sua biomassa relativa, a biomassa estabiliza-se quando chega a quase 20 g/m².

O valor de *O. niloticus* com uma biomassa inicial de 60% da BIT representa no açude T2 um total de 65,9 kg no ecossistema, equivalente a 2198 indivíduos de 30 g sexualmente maduros (Peterson *et al.*, 2004).

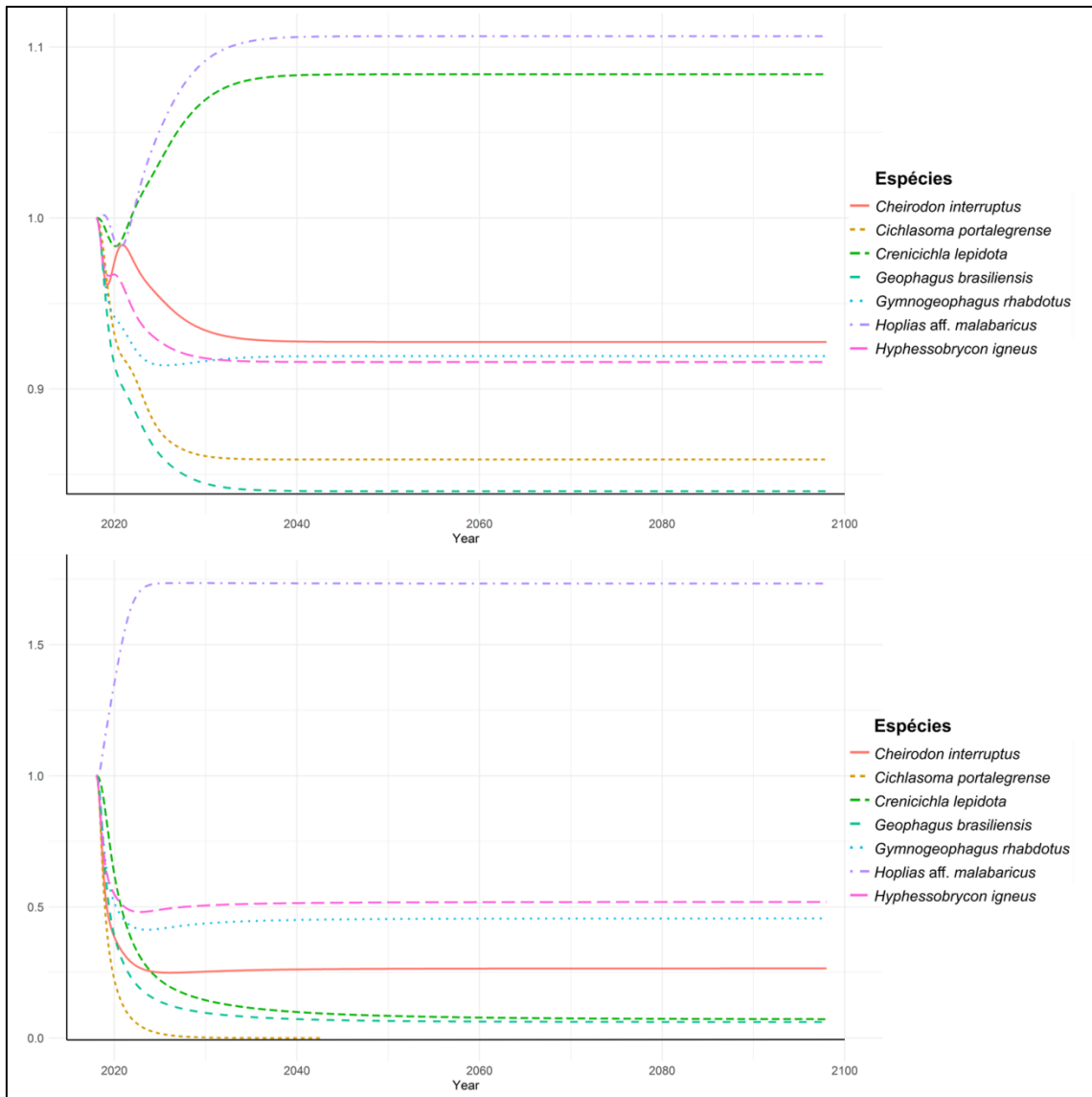


Figura 19. Biomassa relativa da fauna de peixes representativos do açude T2. Não está incluído *O. niloticus*. A) Modelo dinâmico gerado com a entrada de *O. niloticus* com 2,5% da biomassa da ictiofauna total. B) Modelo dinâmico gerado com a entrada *O. niloticus* com 60% da biomassa da ictiofauna total, não esta incluído *H. aff. malabaricus*.

5. Discussão

A entrada de *M. salmoides* nos açudes gera um impacto negativo nas espécies que preda e nas espécies com que compete, afetando as espécies de todos os níveis tróficos. O ingresso de *O. niloticus* nos açudes gera um impacto negativo nas espécies com as quais compete, sem afetar as espécies que a predam.

O índice de Pedigree, que descreve a origem e a qualidade dos dados utilizados nos modelos, foi de 0,39 no açude T1 e de 0,35 no açude T2. Encontram-se dentro da variação esperada de qualidade para os modelos de Ecopath (Colléter *et al.*, 2015; Morissette, 2007). A qualidade dos modelos aumentaria se houvesse dados específicos de PB, QB e dieta, de compartimentos como plâncton e bentos.

Os açudes T1 e T2 possuem similaridade entre as composições das espécies. Os açudes T3 e T4 também deveriam ter uma ictiofauna similar, com a presença de poucos peixes ictiófagos e a maioria de peixes entre os NT 2 e 3, como mostrado em outros estudos para ambientes lênticos (Angelini *et al.*, 2013; 2005). No entanto, o açude T3 possui duas espécies: *G. brasiliensis* e *M. salmoides* e o açude T4 *M. salmoides* e *O. niloticus*, ou seja, uma espécie não nativa no T3 e duas espécies não nativas em T4. A perda de diversidade, portanto, parece estar relacionada com a entrada de espécies não nativas no sistema, como descrito em estudos anteriores (Woodford *et al.*, 2005; Kulhanek *et al.*, 2011; Kao *et al.*, 2014; Mollot *et al.*, 2017; Bezerra *et al.*, 2018)

Nos açudes, o valor para o índice de onivoria (IO) está entre 0,1 e 0,18, semelhante aos lagos tipo “oxbow” do Pantanal (Angelini *et al.*, 2013). O valor do índice de onivoria dos sistemas pode ser resultado da maior quantidade de consumo de produtores primários, sendo que ecossistemas em que as espécies diversificam suas fontes de energia apresentam IO mais altos (Christensen, 1995; Vasconcellos *et al.*, 1997). Os índices de conectividade (IC) estão entre 0,28 e 0,39 nos quatro açudes. O IO e IC indicam a complexidade interna do sistema, definindo os valores de OI e CI para um sistema maduro próximos de 1 (Christensen, 1995), neste estudo os valores não são próximos de 1, o que mostra que os sistemas são imaturos.

A biomassa estimada da ictiofauna em T1 foi de 4,15 g/m², em T2 de 9,92 g/m², em T3 de 1,71 g/m² e em T4 de 1,27 g/m². Comparando com modelos de Ecopath do lago africano Victoria, com biomassa de 43 g/m² e do lago Tanganyika com 35 g/m², estes lagos africanos mostram maior eficiência de transferência de fluxo de energia (Christensen e Pauly, 1993). No Brasil, maioria dos modelos realizados centra-se no estudo da influência da pesca e estabilidade do sistema (Angelini *et al.*, 2006). Os lagos da planície de inundação do Pantanal apresentaram biomassas da ictiofauna entre 30 g/m² e 48,16 g/m², estes devem sua produtividade aos pulsos de inundação (Angelini *et al.*, 2013). Outros ecossistemas como o reservatório Broa (São Paulo,

Brasil), com biomassa de 0,21 g/m² (Angelini & Petrere, 1996) e o reservatório de Itaipú, no rio alto Paraná com 6,91 g/m² apresentam valores de biomassa mais próximo dos obtidos nos açudes estudados.

A eficiência média da transferência de energia (conversão da produção de ecossistemas de níveis tróficos baixo para alto) dos açudes T1 e T2 foi de 7,43% e 6,99%, isso pode ser devido a que não há diversidade de espécies piscívoras (Angelini & Agostinho, 2005), nos açudes T3 e T4 foi de 2,96% e 5,56%, provavelmente por que o ecossistema é negativamente impactado pelas espécies não nativas. Em geral, espera-se que a eficiência de transferência de energia em um ecossistema esteja entre 4% e 20% (Heymans *et al.*, 2014). Assume-se que os sistemas com alta eficiência de transferência com frequência têm menos “caminhos” entre os níveis tróficos, enquanto que os sistemas tais como lagos, lagoas, estuários e baías, muitas vezes têm mais espécies em níveis tróficos inferiores: detritívoras, alimentadores de suspensão, etc., o que reduz a eficiência média de transferência (Heymans *et al.*, 2014).

Em ambientes tropicais, é comum, a maioria dos peixes ser generalista (Hahn *et al.*, 2004), sendo, nos açudes estudados, os peixes com maior IO individual: *G. brasiliensis*, *O. niloticus*, *C. lepidota*, *C. portalegrense* e *G. rhabdotus*.

Micropterus salmoides nas simulações iniciais para T1 e T2 provoca uma diminuição na biomassa da ictiofauna sendo as menos afetadas *C. lepidota*, *C. portalegrensis* e *G. brasiliensis* porque os peixes onívoros são mais resistentes (dos Santos *et al.*, 2005). Quando *M. salmoides* é estabelecido em um reservatório, os efeitos iniciais da introdução são atenuados se os peixes tiverem plasticidade ao longo do tempo (Ruesink, 2005). *Hoplias. aff. malabaricus* diminui sua biomassa desde o início da simulação devido à competição com *M. salmoides*, ambas espécies piscívoras.

Foi estimado que *M. salmoides* colapsa o ecossistema com uma biomassa de entrada (input) de 17,5% da biomassa da ictiofauna total, sendo a espécie que resiste mais tempo *G. brasiliensis*, este resultado é similar ao encontrado na diversidade do açude T3.

A resistência de *G. brasiliensis* ao impacto de *M. salmoides* pode ser devida à sua dieta onívora, composta predominantemente por detritos, sedimentos, invertebrados aquáticos e escamas de peixe. Como demonstrado por Abelha & Goulart (2004), a composição da dieta de *G. brasiliensis* apresenta diferenças espaço-temporais significativas, ocorrendo o consumo de recursos com maiores disponibilidades, caracterizando o oportunismo trófico da espécie. A dieta do peixe pode representar uma interação entre suas preferências alimentares e disponibilidade e acessibilidade aos alimentos (Wootton, 1991).

Micropterus salmoides é uma espécie predadora, com alto consumo de peixes (Jang et al., 2006; Brown et al., 2009) que pode se adaptar ao consumo de diversos tipos de presas diante da disponibilidade de recursos (García-Berthou, 2002). Essa flexibilidade alimentar contribui para o seu sucesso como invasor (Agostinho & Julio, 1999; Jang et al., 2006). A falta de história evolutiva entre predadores não-nativos e a comunidade invadida, pode resultar na falta de comportamento anti-predação ou respostas inadequadas ao novo predador, resultando em altas taxas de predação e, assim, facilitando o estabelecimento de espécies não nativas (Cox & Lima, 2006; Banks & Dickman, 2007). No entanto, este valor de piscívora no açude T3 é apenas de 11,4%, devido à falta de presas, o que pode aumentar o canibalismo o que pode reduzir as chances de sobrevivência de um peixe não nativo em um novo ambiente. (Dassow et al., 2018).

Oreochromis niloticus nas simulações iniciais nos açudes T1 e T2 tem um efeito positivo no predador *H. aff. malabaricus* e efeito negativo nos outros peixes. A biomassa de entrada calculada para afetar o ecossistema é de 60% da BIT em ambos açudes, embora o ecossistema não entre em colapso. As outras espécies são afetadas por *O. niloticus* em diferentes graus, dependendo do sistema, diminuindo suas biomassas para valores inferiores aos 0.5 iniciais. Grupos que ocupam um mesmo nível trófico podem manter o funcionamento do ecossistema compensando a perda temporária de espécies do mesmo nível (Berlow et al., 2004). Assim, pode ocorrer um aumento na abundância de uma espécie quando há a redução de outras. *Oreochromis niloticus*, que possui grande plasticidade trófica e comportamental, capaz de gerar múltiplas reproduções ao longo do ano, apresentando cuidado bi parental e tamanho de maturação sexual altamente flexível (Peterson et al., 2004).

Langseth et al. (2012) mencionam que a incorporação de espécies invasoras em modelos tróficos é um processo desafiador. Em geral, as incertezas mais críticas do modelo dinâmico estão relacionadas à qualidade e implementação dos dados da dieta e à adaptação e calibração dos parâmetros de vulnerabilidade que designam a população e o comportamento trófico dos grupos funcionais (Stäbler et al., 2016). Kumar et al. (2016), por exemplo, testando o impacto dos mexilhões zebra (*Dreissena polymorpha*) em Mille Lacs Lake (Minnesota, EUA), mostraram o colapso de todo o sistema dos principais predadores e conclui que a invasão de mexilhões depende, em grande parte, da dinâmica de grupos de plâncton, a resposta dos juvenis de espécies de peixes mais elevada trófico e outro sistema de peixes predadores.

Feroz Khan & Panikkar (2009), trabalhando em um reservatório na Índia, mostram que a espécie *Clarias gariepinus* (bagre africano) teria um impacto negativo em quase todos os grupos de peixes, como as principais espécies de carpas da Índia. A observação mais interessante neste estudo é que o peixe invasor dominante neste reservatório, *O. niloticus*, não

tem um impacto negativo em nenhum dos grupos de peixes, tendo de fato um impacto positivo nas principais carpas da Índia

A probabilidade de uma determinada espécie se tornar um invasor bem-sucedido é rara, neste caso, prever fatos torna-se difícil, porque não só depende da precisão da previsão, mas também a frequência com que o evento acontece (Colautti & MacIsaac, 2004). A redução drástica da população introduzida reduz a variabilidade genética e morfológica, bem como o sucesso reprodutivo (Wootton, 1991). Assim, os danos de espécies não nativas só podem ser avaliados após a introdução real, porque ninguém pode estar completamente certo do que o seu estabelecimento ocasionar (Colautti & MacIsaac, 2004). Torna-se necessária uma análise profunda de séries de dados de anos ou calibração de modelo para calcular a sobrevivência das espécies invasoras.

6. Considerações Finais

O presente estudo fornece informações para compreender o funcionamento e a estrutura trófica de quatro açudes da bacia do rio Jacuí (RS), entender a estrutura e relações tróficas de um ecossistema é um importante ponto de partida para prever os possíveis impactos da introdução de espécies não nativas em ambientes aquáticos.

No entanto, para a construção e balanceamento dos modelos foram necessários ajustes, na tentativa de suplantiar as lacunas da informação, principalmente em relação aos compartimentos/grupos não peixes. Desta forma, seria importante novos estudos com análise quantitativa e estimativas de B, PB, QB e composição da dieta, do plâncton, bactérias do detrito, bentos e insetos alóctones.

A introdução de *M. salmoides* nos açudes gera um impacto negativo nas espécies que preda e com as espécies que compete, sendo as mais afetadas, as espécies com menor índice de onivoria. A introdução de *O. niloticus* nos açudes gera um impacto negativo nas espécies com as quais compete, mas sem afetar as espécies que a predam.

No entanto, o impacto de uma espécie exótica é devido a mais fatores do que estas interações (competição e predação), os impactos gerados por espécies não nativas são difíceis de serem avaliados, uma calibração do modelo com dados de uma série temporal longa é necessária.

7. Referências

Normas aos autores seguindo ao periódico científico Freshwater Biology.

URL: <https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/13652427/homepage/forauthors.html>

- Abelha, M. C. F., & Goulart, E. (2004). Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 26(1), 37–45. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v26i1.1657>
- Agostinho, A. A., & Julio, H. (1999). Peixes da bacia do alto rio Paraná. In R. H. Lowe-McConnell (Ed.), *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais* (pp. 374–399). São Paulo: Edusp.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C., & Ferreira, H. (2010). Reservoir Fish Stocking: When One Plus One May Be Less Than Two. *Natureza & Conservação*, 08(02), 103–111. <https://doi.org/10.4322/natcon.00802001>
- Alexander, M. E., Kaiser, H., Weyl, O. L. F., & Dick, J. T. A. (2015). Habitat simplification increases the impact of a freshwater invasive fish. *Environmental Biology of Fishes*, 98(2), 477–486. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0278-z>
- Allen, K. R. (1971). Relation Between Production and Biomass. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28(10), 1573–1581. <https://doi.org/10.1139/f71-236>
- Almeida, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G., Elvira, B., & Grossman, G. D. (2012). Trophic plasticity of invasive juvenile largemouth bass *Micropterus salmoides* in Iberian streams. *Fisheries Research*, 113(1), 153–158. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.11.002>
- Anderson, N. H., & Sedell, J. R. (1979). Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.*, 24, 351–377. Retrieved from <https://andrewsforest.oregonstate.edu/sites/default/files/lter/pubs/pdf/pub1674.pdf>
- Angelini, R., & Agostinho, A. A. (2005). Food web model of the Upper Paraná River Floodplain: Description and aggregation effects. *Ecological Modelling*, 181(2–3), 109–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.06.025>
- Angelini, R., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2006). Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: A tool to evaluate fishing and stability. *Neotropical Ichthyology*. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000200011>
- Angelini, R., de Moraes, R. J., Catella, A. C., Resende, E. K., & Libralato, S. (2013). Aquatic food webs of the oxbow lakes in the Pantanal: A new site for fisheries guaranteed by alternated control? *Ecological Modelling*, 253, 82–96. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.01.001>
- Angelini, R., & Gomes, L. C. (2008). *O artesanato de ecossistemas: construindo modelos com dados* (R. Angelini & L. C. Gomes, Eds.). Maringá: Eduem - Editora da Universidade Estadual de Maringá.
- Angelini, R., Gomes, L. C., & Costa, R. S. (2005). Análise Ecológica de Reservatórios. In L. Rodrigues, S. Thomaz, A. A. Agostinho, & L. C. Gomes (Eds.), *Biocenoses em Reservatórios, padrões espaciais e temporais* (pp. 311–321). São Carlos: RiMa.
- Angelini, R., & Petrere, M. (1996). The ecosystem of Broa Reservoir, Sao Paulo State, Brazil, as Described Using ECOPATH. *Naga, the ICLARM Quarterly*, 36–41.
- Arias-González, J. E., Nuñez-Lara, E., González-Salas, C., & Galzin, R. (2004). Trophic models for investigation of fishing effect on coral reef ecosystems. *Ecological Modelling*, 172(2–4), 197–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.007>
- Bastos, R. F., Miranda, S. F., & Garcia, A. M. (2013). Dieta e estratégia alimentar de *Characidium rachovii* (Characiformes, Crenuchidae) em riachos de planície costeira do sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 103(4), 335–341. Retrieved from <http://www.scielo.br/pdf/isz/v103n4/01.pdf>
- Bennemann, S. T., Gealh, A. M., Orsi, M. L., & De Souza, L. M. (2005). Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia Serie Zoologia*, 95(3), 247–254. Retrieved from <http://www.scielo.br/pdf/0D/isz/v95n3/26538.pdf>

- Bezerra, L. A. V., Angelini, R., Vitule, J. R. S., Coll, M., & Sánchez-Botero, J. I. (2018). Food web changes associated with drought and invasive species in a tropical semiarid reservoir. *Hydrobiologia*, 817(1), 475–489. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3432-8>
- Brancolini, F., Maroñas, M. E., & Sendra, E. D. (2014). Dieta de *Pseudocorynopoma doriae* (Characiformes: Characidae) en el arroyo la choza, Buenos Aires, Argentina. *Biología Acuática* N^o, 30, 259–265. Retrieved from http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/repositorio/_documentos/sipcyt/bfa004690.pdf
- Brasil. (1964). *Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. Ministério da Guerra, Diretoria do Serviço Geográfico, Região Sul do Brasil, Folha SH.22-O-1-2. Arroio dos Ratos. Escala 1:50.000.*
- Brasil. (1980). *Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. Ministério do Exército, Diretoria do Serviço Geográfico, Região Sul do Brasil, Folha SH.22-Y-B-11-4. Barão do Triunfo. Escala 1:50.000.*
- Britton, J. R., & Orsi, M. L. (2012). Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22(3), 555–565. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9254-x>
- Brown, T. G., Runciman, B., Pollard, S., & Grant, A. D. A. (2009). *Biological Synopsis of Largemouth Bass (Micropterus salmoides)*. Retrieved from <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/337843.pdf>
- Cala, P., & Bernal, G. (1997). Ecología y adaptaciones de la tilapia nilotica (*Oreochromis niloticus*) en ambientes naturales - Caso embalse de Betania y cienaga de chilloa, sistema del rio Magdalena, Colômbia. *DAHLIA Revista Associação Colombiana de Ictiologia*, 2(1), 3–29.
- Canonico, G. C., Arthington, A., McCrary, J. K., & Thieme, M. L. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(5), 463–483. <https://doi.org/10.1002/aqc.699>
- Carvalho, F. R., Malabarba, L. R., Lenz, A. J., & Fukakusa, C. K. (2012). Ictiofauna da Estação Experimental Agrônômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sul do Brasil: composição e diversidade. *Revista Brasileira de Biociências*, 104849(1), 26–47.
- Christensen, V. (1995). Ecosystem maturity — towards quantification. *Ecological Modelling*, 77(1), 3–32. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0304380093E0073C>
- Christensen, V., & Pauly, D. (1992). ECOPATH II — a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61(3–4), 169–185. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90016-8](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90016-8)
- Christensen, V., & Walters, C. J. (2004). Ecopath with Ecosim: Methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172(2–4), 109–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003>
- Christensen, V., Walters, C. J., & Pauly, D. (2005). ECOPATH WITH ECOSIM: A USER ' S GUIDE. In *Fisheries Centre. University of British Columbia. Vancouver*. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90016-8](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90016-8)
- Colautti, R. I., & MacIsaac, H. J. (2004). A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and Distributions*, 10(2), 135–141. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00061.x>
- Colléter, M., Valls, A., Guitton, J., Gascuel, D., Pauly, D., & Christensen, V. (2015). Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. *Ecological Modelling*, 302, 42–53. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2015.01.025>
- Corrêa, F. (2011). *Estrutura trófica da assembléia de peixes numa área de banhado do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (RS)* (Universidade Federal do Rio Grande). Retrieved from <https://sistemas.furg.br/sistemas/sab/arquivos/bdtd/0000010271.pdf>
- de Castro Bezerra, H., Gonçalves de Almeida, R., Barbieri, G., & Soares Vieira, L. J. (1998). Dieta de *Crenicichla lepidota* Heckel, 1840 (Perciformes, Cichlidae) da lagoa Redon lagoa Redonda, Nísia Floresta/RN. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 20(2), 191–194. Retrieved from <http://eduem.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/4472/3056>

- Dias, T. S., & Fialho, C. B. (2011). Comparative dietary analysis of *Eurycheilichthys pantherinus* and *Pareiorhaphis hystrix*: two Loricariidae species (Ostariophysi, Siluriformes) from Campos Sulinos biome, southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, *101*(1–2), 49–55. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212011000100006>
- dos Santos, E., Benedito-Cecilio, E., & Latini, J. (2005). O grau de trofia do Ambiente Influencia a Quantidade de energia dos Peixes. In L. Rodrigues, S. Thomaz, A. A. Agostinho, & L. C. Gomes (Eds.), *Biocenoses em Reservatórios, padrões espaciais e temporais* (pp. 211–222). São Carlos: RiMa.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, *81*(02), 163. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Ellender, B., & Weyl, O. (2014). A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. *Aquatic Invasions*, *9*(2), 117–132. <https://doi.org/10.3391/ai.2014.9.2.01>
- Fernandez, E. M., Ferriz, R. A., Bentos, C. A., & López, G. R. (2012). Dieta y ecomorfología de la ictiofauna del arroyo Manantiales, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, *14*(1), 1–13. Retrieved from http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1853-04002012000100001
- Feroz Khan, M., & Panikkar, P. (2009). Assessment of impacts of invasive fishes on the food web structure and ecosystem properties of a tropical reservoir in India. *Ecological Modelling*, *220*(18), 2281–2290. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.05.020>
- Froese, R., & Binohlan, C. (2000). Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, *56*(4), 758–773. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb00870.x>
- Froese, R., & Pauly, D. (2018). 2018.FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (06/2018). Retrieved December 18, 2018, from <http://fishbase.org/summary/citation.php>
- Garcia, D., Costa, A., Leme, G. L., & Orsi, M. L. (2014). Biology of black bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) fifty years after the introduction in a small drainage of the Upper Paraná River basin, Brazil. *Biodiversitas, Journal of Biological Diversity*, *15*(2), 180–185. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d150209>
- Giora, J., Fialho, C. B., Paula, A., & Dufech, S. (2005). Feeding habit of *Eigenmannia trilineata* Lopez & Castello, 1966 (Teleostei: Sternopygidae) of Parque Estadual de Itapuã, RS, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, *3*(2), 291–298. Retrieved from <http://www.scielo.br/pdf/ni/v3n2/v3n2a07.pdf>
- Godoy, M. P. (1954). *Observações sobre a adaptação do “black bass” (Micropterus salmoides) em Pirassununga, estado de São Paulo*. *Revista Brasileira de Biologia* *14*:32-38.
- Gubiani, E. A., Angelini, R., Vieira, L. C. G., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2011). Trophic models in Neotropical reservoirs: Testing hypotheses on the relationship between aging and maturity. *Ecological Modelling*, *222*(23–24), 3838–3848. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.10.007>
- Gubiani, É. A., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2012). Estimates of population parameters and consumption/biomass ratio for fishes in reservoirs, Paraná State, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, *10*(1), 177–188. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100017>
- Hayes, D. B., Bence, J. R., Kwak, T. J., & Thompson, B. E. (2007). *Abundance, biomass, and production estimation. Pages 327-374 in C.S. Guy and M.L. Brown, editors. Analysis and interpretation of freshwater fisheries data. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.*
- Heymans, J. J., Coll, M., Libralato, S., Morissette, L., & Christensen, V. (2014). Global Patterns in Ecological Indicators of Marine Food Webs: A Modelling Approach. *PLoS ONE*, *9*(4), e95845. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095845>
- Heymans, J. J., Shannon, L. J., & Jarre, A. (2004). Changes in the northern Benguela ecosystem over three decades: 1970s, 1980s, and 1990s. *Ecological Modelling*, *172*(2–4), 175–195.

- <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.006>
- Hodgson, J. R., & Hansen, E. M. (2005). Terrestrial Prey Items in the Diet of Largemouth Bass, *Micropterus salmoides*, in a Small North Temperate Lake. *Journal of Freshwater Ecology*, 20(4), 793–794. <https://doi.org/10.1080/02705060.2005.9664809>
- Hynes, H. B. N. (1950). The food of fresh-water Sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* And *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *J Anim. Ecol.*, 19, 36–58. Retrieved from https://www.britishecologicalsociety.org/100papers/100_Ecological_Papers/100_Influential_Papers_068.pdf
- Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17(4), 411–429. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>
- Kao, Y.-C., Adlerstein, S., & Rutherford, E. (2014). The relative impacts of nutrient loads and invasive species on a Great Lakes food web: An Ecopath with Ecosim analysis. *Journal of Great Lakes Research*, 40, 35–52. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.01.010>
- Kulhanek, S. A., Leung, B., & Ricciardi, A. (2011). Using ecological niche models to predict the abundance and impact of invasive species: Application to the common carp. *Ecological Applications*, 21(1), 203–213. <https://doi.org/10.1890/09-1639.1>
- Kumar, R., Varkey, D., & Pitcher, T. (2016). Simulation of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) invasion and evaluation of impacts on Mille Lacs Lake, Minnesota: An ecosystem model. *Ecological Modelling*, 331, 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.01.019>
- Langseth, B. J., Rogers, M., & Zhang, H. (2012). Modeling species invasions in Ecopath with Ecosim: An evaluation using Laurentian Great Lakes models. *Ecological Modelling*, 247, 251–261. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.08.015>
- Le Quesne, W. J. F., & Jennings, S. (2012). Predicting species vulnerability with minimal data to support rapid risk assessment of fishing impacts on biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 49, 20–28. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02087.x>
- Libralato, S., Christensen, V., & Pauly, D. (2006). A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling*, 195(3–4), 153–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.11.029>
- Lodge, D. M., Stein, R. A., Brown, K. M., Covich, A. P., Bronmark, C., Garvey, J. E., & Klosiewskt, S. P. (1998). Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: Challenges in spatial scaling. *Austral Ecology*, 23(1), 53–67. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1998.tb00705.x>
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). *100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)*. Retrieved from www.issg.org/booklet.pdf
- MacRae, P. S. D., & Jackson, D. A. (2001). The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral zone fish assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(2), 342–351. <https://doi.org/10.1139/cjfas-58-2-342>
- Malabarba, L. R., & Reis, R. E. (1987). *Manual de Técnicas para a Preparação de Coleções Zoológicas. Campinas: Sociedade Brasileira de Zoologia. 15 p.*
- Marcy, B. C. (2005). *Fishes of the Middle Savannah River Basin: with emphasis on the Savannah River site*. Retrieved from http://www.ugapress.org/index.php/books/fishes_of_middle_savannah
- Mollot, G., Pantel, J. H., & Romanuk, T. N. (2017). The Effects of Invasive Species on the Decline in Species Richness. In *Advances in Ecological Research* (1st ed., Vol. 56, pp. 61–83). <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.002>
- Moore, J. C., Berlow, E. L., Coleman, D. C., Ruitter, P. C., Dong, Q., Hastings, A., ... Wall, D. H. (2004). Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters*, 7(7), 584–600. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00606.x>

- Morissette, L. (2007). *Complexity, cost and quality of ecosystem models and their impact on resilience : a comparative analysis, with emphasis on marine mammals and the Gulf of St. Lawrence* (University of British Columbia). <https://doi.org/10.14288/1.0074903>
- Odum, E. P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man ' s conflict with nature . *Science*, *164*(3877), 262–270. <https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262>
- Olson, M. H., & Young, B. P. (2003). Patterns of Diet and Growth in Co-occurring Populations of Largemouth Bass and Smallmouth Bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, *132*(6), 1207–1213. <https://doi.org/10.1577/T02-146>
- Pauly, D., Christensen, V., & Walters, C. J. (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, *57*(3), 697–706. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0726>
- Pauly, D., & Palomares, M. L. D. (2000). Approaches for dealing with three sources of bias when studying the fishing down marine food web phenomenon. In F. Briand (Ed.), *Fishing Down the Mediterranean Food Webs?* (Vol. 12, pp. 61–66). CIESM Workshop Series.
- Pedrociane Cavalcante, D., Batista da Silva, D., & Lima de Queiroz, H. (2014). Feeding ecology of *Cichlasoma amazonarum* (Teleostei, Cichlidae) in Central Amazon Lakes, Brazil. *Uakari*, *10*(1), 10.
- Peretti, D., & Andrian. (2008). Feeding and morphological analysis of the digestive tract of four species of fish (*Astyanax altiparanae*, *Parauchenipterus galeatus*, *Serrasalmus marginatus* and *Hoplias aff. malabaricus*) from the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Braz. J. Biol.*, *68*(3), 671–679. Retrieved from <http://www.scielo.br/pdf/bjb/v68n3/a27v68n3.pdf>
- Peterson, M. S., Slack, W. T., Brown-Peterson, N. J., & McDonald, J. L. (2004). Reproduction in Nonnative Environments: Establishment of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Coastal Mississippi Watersheds. *Copeia*, *2004*(4), 842–849. <https://doi.org/10.1643/CE-04-134R1>
- Pielou, E. C. (1975). Ecological diversity. *Wiley, New York*, *viii*, 165.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (2000). Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, *50*(1), 53. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0053:EAECON\]2.3.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0053:EAECON]2.3.CO;2)
- Pimentel, D., Zuniga, R., & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002>
- Power, M. E., Tilman, D., Estes, J. A., Menge, B. A., Bond, W. J., Mills, L. S., ... Paine, R. T. (1996). Challenges in the Quest for Keystones Identifying keystone species is difficult-but essential to understanding how loss of species will affect ecosystems. *BioScience*, *46*(8), 609–620. Retrieved from <https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/46/8/609/237132>
- Rambo, B. (1956). *A fisionomia do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Selbach. 476 p.*
- Ribeiro, V. M., Braga, R. R., Abilhoa, V., & Vitule, J. R. S. (2015). Evaluation of three capture techniques for invasive *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) in a Neotropical reservoir: implications for population control and management. *Journal of Applied Ichthyology*, *31*(6), 1127–1129. <https://doi.org/10.1111/jai.12904>
- Ricciardi, A., & Rasmussen, J. B. (1999). Extinction Rates of North American Freshwater Fauna. *Conservation Biology*, *13*(5), 1220–1222. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98380.x>
- Rio Grande do Sul, S. do A. e D. S. (2016). *Projeto RS Biodiversidade Caderno de resultados II Estratégias e Políticas Públicas para o controle das espécies exóticas invasoras. Ed. 1.* Retrieved from <http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201706/28164322-exoticas-invasoras-versaodigital.pdf>
- Rio Grande do Sul Secretaria do Meio Ambiente Departamento de Recursos Hídricos. (2015). *Relatório Da Fase A : Diagnóstico E Prognóstico Dos Recursos Hídricos - Rea.* Estado do Rio Grande do Sul.
- Ross, L. G., Martinez Palacios, C. A., & Morales, E. J. (2008). Developing native fish species for aquaculture: the interacting demands of biodiversity, sustainable aquaculture and

- livelihoods. *Aquaculture Research*, 39(7), 675–683. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2008.01920.x>
- Sala, O. E. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Saunders, D. L., Meeuwig, J. J., & Vincent, a C. J. (2002). Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology*, 16(1), 30–41. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.99562.x>
- Segatti, N., & Delariva, R. (2003). Métodos Para Avaliação Da Alimentação Natural De Peixes : O Que Estamos Usando ? *Interciencia*, 28(2), 100–104.
- Soneira, P. A., Ruiz Díaz, F., Bechara, J. A., Almirón, A. E., & Casciotta, J. R. (2006). Hábitos tróficos de las especies del genero *Hyphessobrycon* (characidae) en los Esteros del Iberá Soneira,. *UNN, Comunicaciones Científicas y Tecnológicas*.
- Stäbler, M., Kempf, A., Mackinson, S., Poos, J. J., Garcia, C., & Temming, A. (2016). Combining efforts to make maximum sustainable yields and good environmental status match in a food-web model of the southern North Sea. *Ecological Modelling*, 331, 17–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.01.020>
- Starling, F., Azzaro, X. L., Cavalcanti, C., & Oreira, R. M. (2002). Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology*, 47, 2443–2452.
- Trewavas, E. (1983). *Tilapiine fishes of the genera Sarotherodon, Oreochromis, and Danakilia*. British Museum (Natural History).
- UFRGS. (2011). *Estação Experimental Agronômica. Faculdade de Agronomia, UFRGS*. Retrieved from <http://www6.ufrgs.br/agronomia/novo/index.php?p=estacao/apresentacao.php>
- Vander Zanden, M. J., Casselman, J. M., & Rasmussen, J. B. (1999). Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature*, 401(6752), 464–467. <https://doi.org/10.1038/46762>
- Vasconcellos, M., Mackinson, S., Sloman, K., & Paulya, D. (1997). The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. *Ecological Modelling*, 100, 125–134. Retrieved from <https://pdfs.semanticscholar.org/3a5f/0ca74eb289e5d3c1fc1ee04b1c541c8219e5.pdf>
- Vicente, I., Elias, F., & Fonseca-Alves, C. E. (2014). Perspectivas da produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no Brasil. *Revista de Ciências Agrárias*, 37(4), 392–398. Retrieved from http://www.scielo.mec.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0871-018X2014000400003
- Woodford, D. J., Impson, N. D., Day, J. A., & Bills, I. R. (2005). The predatory impact of invasive alien smallmouth bass, *Micropterus dolomieu* (Teleostei: Centrarchidae), on indigenous fishes in a Cape Floristic Region mountain stream. *African Journal of Aquatic Science*, 30(2), 167–173. <https://doi.org/10.2989/16085910509503852>
- Wootton, R. J. (1991). *Ecology of teleost fishes* (1st ed.; C. & Hall, Ed.). London.
- Yafe, A., Loureiro, M., Scasso, F., & Quintans, F. (2002). Feeding of two Cichlidae species (Perciformes) in an hypertrophic urban lake. *Iheringia Serie Zoologia*, 92(4), 73–79. Retrieved from <http://www.scielo.br/pdf/isz/v92n4/a09v92n4.pdf>