



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE

CENTRO DE TECNOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

FERNANDA JUCÁ DE MEDEIROS ARAÚJO

**MODELAGEM DA TEIA TRÓFICA DE UM RESERVATÓRIO NO
SEMIÁRIDO EM CENÁRIOS DE ALTERAÇÕES DE NUTRIENTES E
ESFORÇO PESQUEIRO EM PERÍODO DE SECA PROLONGADA**

NATAL - RN

2020

FERNANDA JUCÁ DE MEDEIROS ARAÚJO

**MODELAGEM DA TEIA TRÓFICA DE UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO
EM CENÁRIOS DE ALTERAÇÕES DE NUTRIENTES E ESFORÇO PESQUEIRO
EM PERÍODO DE SECA PROLONGADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Angelini

NATAL - RN

2020

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI
Catalogação de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Central Zila Mamede

Araújo, Fernanda Jucá de Medeiros.

Modelagem da teia trófica de um reservatório no semiárido em cenários de alterações de nutrientes e esforço pesqueiro em período de seca prolongada / Fernanda Jucá de Medeiros Araújo. - 2020.

32f.: il.

Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, 2020.

Orientador: Dr. Ronaldo Angelini.

1. Teia trófica - Dissertação. 2. Ecopath - Dissertação. 3. Modelagem ecológica - Dissertação. 4. Abordagem ecossistêmica - Dissertação. I. Angelini, Ronaldo. II. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628

FERNANDA JUCÁ DE MEDEIROS ARAÚJO

**MODELAGEM DA TEIA TRÓFICA DE UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO
EM CENÁRIOS DE ALTERAÇÕES DE NUTRIENTES E ESFORÇO PESQUEIRO
EM PERÍODO DE SECA PROLONGADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Ronaldo Agelini – Orientador

Dra Vanessa Becker – Examinador Interno

Dr. Luis Artur Valões Bezerra – Examinador Externo - Institute of Hydrobiology, Biology
Centre of the Czech Academy of Sciences (BC-CAS)

Natal, 29 de Maio de 2020

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental (PPGESA) da UFRN e ao Larhisa, que me proporcionaram não apenas o título de mestra, mas que foi minha segunda casa, desde a elaboração do meu TCC na graduação, até a conclusão desta pós. Ali eu me desenvolvi como profissional, iniciei meus passos como pesquisadora, criei amigos e entendi que o verdadeiro papel de uma universidade pública vai muito além de oferecer aulas a alunos. É formar profissionais curiosos, que além de força de trabalho são massas pensantes capazes de responderem perguntas da sociedade para sociedade e em prol do desenvolvimento comum.

Agradeço, ao CNPQ e o ICMBio, órgãos de fomento que permitiram a realização do projeto “Remoção de peixes exóticos como estratégia de conservação da biodiversidade aquática da Caatinga” a partir do qual foi possível realizar o monitoramento e estudos no lago artificial da ESEC, utilizados nesse trabalho. Bem como a todos os alunos, professores e pesquisadores envolvidos nele, na pessoa do Professor José Luiz de Attayde, coordenador do projeto na UFRN. Graças a essas pessoas que empreenderam um grande esforço de coleta e monitoramento de várias frentes de informações em um curto período de tempo, ainda é possível fazer ciência e produzir trabalhos como o meu, em tempos de limitações de recursos e pouco financiamento às novas pesquisas na área.

Agradeço à UFRN, que foi minha segunda casa por oito longos, duros e cansativos anos, mas que nunca deixou de ser um ambiente agradável, acolhedor e instigante ao aprendizado. Ao Corpo docente da minha graduação, os primeiros profissionais que pude conhecer da minha área, por quem tenho profunda admiração, carinho e me sinto lisonjeada a cada vez que tenho a chance de me deparar com eles também na vida profissional.

Ao corpo docente do PPGESA, que nunca mediu esforços em atender os alunos do programa, por compartilharem comigo seus conhecimentos acadêmicos, profissionais e pessoais permitindo não apenas meu crescimento acadêmico, mas acima de tudo meu crescimento humano. Especialmente às professoras Joana Darc, Vanessa Becker, Juliana Tinôco, Fabiana e Silvânia Santos por sempre me atenderam muito bem todas as vezes que precisei, demonstrando carinho por cada aluno. Toda a minha admiração por essas mulheres fortes, engenheiras, biólogas, professoras, cientistas, pessoas e profissionais incríveis.

Ao meu orientador Ronaldo, por ser tão compreensivo com todas as minhas aflições, meu tempo dividido entre trabalho e mestrado, por tanta paciência pra me ensinar desde o básico e me receber como orientanda mesmo numa área tão diferente da minha de origem, por

se preocupar sempre com minha saúde, e mesmo com todas as minhas limitações, nunca duvidar de mim. Obrigada por todo o convívio e aprendizado nesse tempo, todas as minhas expectativas com um orientador foram superadas pelo seu trabalho e cuidado.

Agradeço a Leo e Eurico, sempre presentes também na nossa salinha, me ajudaram imensamente com as dúvidas da dissertação e a tornar minhas tardes de pesquisa muito mais agradáveis. Muito amor pela nossa salinha de estudos. Fui muito privilegiada por ter sempre nela ao meu lado o meu orientador, um doutorando, um pós-doutorando e vários outros pesquisadores, vindos de várias partes do Brasil, que por ali passaram compartilhando conhecimento.

À Pedro, por ser não apenas um secretário no PPG, mas a melhor pessoa que Deus poderia colocar na vida todos os alunos desse programa, que atende todas as dúvidas, anseios e desespero dos alunos, independente da hora, sempre com uma voz doce e a paciência de um anjo. Pedro, perdão por todos os surtos (especialmente aquele pequeno grande surto com o Google meet na véspera da defesa hehehe), mas obrigada por em todos eles ser sempre tão solícito e sempre me lembrar que eu era capaz, e que eu ia conseguir. Você é um ser humano incrível e merece o mundo!

À Célia, por olhar pra cada aluno com o carinho e cuidado de como se fôssemos sua família, por transformar o Larhisa na nossa segunda casa, por deixar sempre lanches maravilhosos pra todos os gostos na nossa cozinha, e pelos melhores brigadeiros que sempre adoçaram nossos dias e amenizaram nossas agonias.

Agradeço aos meus amigos de turma, com quem dividi minhas agonias, somei alegrias e compartilhei aprendizados. Entrei no mestrado “sozinha”, sem amigos próximos na turma, o peso de um trabalho e muitos medos. Esperava encontrar pessoas competitivas com egos inflados e difíceis de me aproximar. Deus, mais uma vez me surpreendeu, e colocou em meu caminho pessoas de luz, dispostas a compartilhar conhecimento e crescer juntas. Apreendi muito com cada um, acompanhei as lutas de muitos e me orgulho em ver cada um conquistando aquilo que tanto duvidamos conseguir. Obrigada especialmente a Fernanda Monicelli, Mariana, Daniel, Glauber, Ana Paula, Diógenes e Bia. Cada um de vocês me ensinou algo, me ouviu em algum momento difícil, me ajudou a chegar até aqui ou me inspirou com suas lutas (ou tudo isso junto). Obrigada por tanto!

Aos amigos fora da turma, que já caminham comigo há muitos anos, presentes nos dias bons e ruins, nas vitórias, derrotas e principalmente nos trajetos entre elas. Vocês são base para o meu crescimento pessoal, profissional e humano. Sou muito grata por tantos amigos inspiradores, batalhadores e queridos. Agradecimento em especial à Lorraine, amiga

mais antiga e uma das mulheres que mais me inspira a lutar por um mundo melhor para o próximo. As amigas da escola que permanecem até hoje Carol, Gaby, Laura, Nuara, e Ana Clara. Aos amigos que a engenharia e o intercâmbio me deram, espalhados em Natal, no Brasil e no mundo, numerosos demais pra citar cada um, mas que me orgulham pessoalmente em cada vitória e fazem parte da minha história.

À minha família, meu pai Patrício e minha mãe Fabiana, meus irmãos Patrício Jr. e Carla Patrícia. Tudo isso é por vocês, para vocês e graças a vocês. Obrigada por serem a minha vida, o meu caminho e direção. Amo vocês mais do que consigo dizer em palavras. Sou só gratidão. Aos meus familiares tios, tias, avós, e primos, que me deram o suporte e força pra chegar até aqui. Agradecimento especial ao meu avô Maurílio e minha avó Clarissa que investiram na minha educação, desde os primeiros passos, e me fizeram chegar até aqui, sem nunca pedir nada em troca e sem nunca duvidarem de mim; agradecimento também a minha avó Severina que sempre me defendeu, vibrou, rezou por mim e me amou desde quando cheguei pequenininha em sua casa. Todos três me deram amor, carinho, força, inspiração e ternura durante toda a minha caminhada e infelizmente me deixaram durante o período dessa pós. Foi com muita dor, mas especialmente graças ao seu amor que tive forças pra chegar até o fim e por tudo isso, eu os agradeço de todo o meu coração.

Ao meu namorado Ray, que sem dúvidas foi quem mais ouviu e viu todos os meus medos nesse caminho, todas as minhas inseguranças, incertezas, alegrias, lutas internas e externas e que em todos os momentos segurou a minha mão e me mostrou que a minha determinação era maior que todos eles. Que me incentivou a seguir sempre em frente, compreendeu todas as minhas ausências, comemorou comigo as minhas alegrias e dividiu todas as minhas tristezas. Obrigada baby.

Por fim, acima de tudo agradeço a Deus por me dar tantos privilégios nessa vida. Por me dar lutas que posso lutar, por me fazer mais forte a cada derrota, mais grata a cada vitória e mais determinada após cada obstáculo. Por colocar em minha vida pessoas maravilhosas que me inspiram e me apoiam, caminhos difíceis que me engrandecem e oportunidades que me permitem tudo isso. Gratidão Senhor por tanto!

À todos que direta ou indiretamente me ajudaram até aqui, meu muito obrigada!

Fernanda Jucá de Medeiros Araújo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAIS E MÉTODOS	3
2.1. Área de Estudo	3
2.2. Modelo Ecopath	5
2.3. Conjunto de Dados	7
2.3.1. Nutrientes e Biomassa	7
2.3.2. Taxas de Produção e Consumo	8
2.4. Modelos elaborados.....	9
2.4.1. Calibração	10
2.4.2. Simulações	11
3. RESULTADOS	11
3.1. Modelo estático e atributos ecossistêmicos.....	11
3.2. Simulação Temporal	19
4. DISCUSSÃO.....	23
5. CONCLUSÃO	27
REFERÊNCIAS	27
MATERIAL SUPLEMENTAR	I

RESUMO

O entendimento das teias tróficas de ambientes aquáticos é um passo crucial para orientar a tomada de decisão que vise à melhoria da qualidade de água dos ecossistemas aquáticos continentais. Lagos artificiais são ecossistemas aquáticos que têm papéis importantes para as populações humanas devido aos seus usos múltiplos, como abastecimento de cidades, dessedentação animal, pesca, e produção de energia. Em regiões tropicais semiáridas, onde a escassez de água é uma constante, esses ecossistemas podem ser ainda mais utilizados. Além disso, alterações naturais e artificiais associadas à biota, aos usos múltiplos e ao clima da região (como aumento da temperatura e longos períodos de estiagem) favorecem espécies resistentes. Essas alterações da estrutura e funcionamento destes ambientes causam degradação ambiental e deterioram a qualidade da água. O objetivo deste trabalho foi quantificar a teia trófica de um lago artificial no semiárido brasileiro, à fim de descrever os mecanismos (drivers) principais que atuam na estrutura e dinâmica deste ecossistema. Assim, utilizamos o software Ecopath with Ecosim para representar um lago artificial localizado na Estação Ecológica do Seridó (ESEC) na região semiárida do Nordeste brasileiro. Nós fizemos três modelos com o mesmo conjunto de dados (maio de 2012 a abril de 2014): um modelo anual, um modelo mensal com as mesmas características do anual e um mensal com nutrientes como parte da teia trófica, simulando variações relacionadas a dinâmica de nutrientes e plâncton. As simulações foram testadas sob influência de duas funções forçantes (FF de fósforo e de radiação) e sob diferentes cenários de impactos (alteração na carga de nutrientes e remoção de peixes). O modelo que melhor representou o ecossistema foi o modelo mensal, que apresentou resultados mais condizentes com a realidade do lago artificial, que tratava-se de um ambiente eutrófico e enfrentava uma seca severa no período de monitoramento dos dados. Os resultados da modelagem indicaram que o lago artificial da ESEC é um ecossistema cuja maior parte da energia vem da cadeia de detritos, com alta produtividade primária, de baixa resiliência e que apesar de as espécies-chave serem predadores de topo, estas parecem não influenciar muito a dinâmica do plâncton, mostrando uma dinâmica de controle ascendente (bottom-up) e corroborando com os resultados de estudos prévios, em clima tropical, e de um experimento de biomanipulação realizado no reservatório na mesma época da coleta de dados.

Palavras-chave: teia trófica; Ecopath; modelagem ecológica; abordagem ecossistêmica.

ABSTRACT

Understanding the trophic webs of aquatic environments is a crucial step in guiding the decision making process aimed at improving the water quality of continental aquatic ecosystems. Man-made lakes are aquatic ecosystems that play important roles for human populations due to their multiple uses, such as supplying cities, animal consumption, fishing, and energy production. In semi-arid tropical regions, where water scarcity is a constant, these ecosystems can be used even more. In addition, natural and artificial changes associated with biota, multiple uses and the region's climate (such as rising temperatures and long periods of drought) favor resistant species. These changes in the structure and functioning of these environments cause environmental degradation and deteriorate water quality. The aim of this study was to quantify the trophic web of a man-made lake in the Brazilian semiarid region, in order to describe the main mechanisms (drivers) that act in the structure and dynamics of this ecosystem. Thus, we used the Ecopath with Ecosim software to represent a man-made lake located at the Seridó Ecological Station (ESEC) in the semi-arid region of the Brazilian Northeast. We made three models with the same data set (May 2012 to April 2014): an annual model, a monthly model with the same characteristics as the annual and a monthly one with nutrients as part of the trophic web, simulating variations related to the dynamics of nutrients and plankton. The simulations were tested under the influence of two forcing functions (phosphorus and radiation FF) and under different impact scenarios (changes in nutrient loading and fish removal). The model that best represented the ecosystem was the monthly model, which showed results more consistent with the reality of the man-made lake, which was a eutrophic and was facing severe drought during the data monitoring period. The modeling results indicated that the ESEC man-made lake is an ecosystem whose most of the energy comes from the detritus chain, with high primary productivity, with low resilience and that although the key species are top predators, they do not seem to influence the dynamics of plankton, showing a dynamic of bottom-up control and corroborating with the results of previous studies, in tropical climate, and of a biomanipulation experiment carried out in the man-made lake at the same time as the data collection.

Keywords: trophic web; Ecopath; ecological modeling; ecosystem approach.

1. INTRODUÇÃO

O funcionamento dos ecossistemas aquáticos continentais, também chamados lagos artificiais, é de difícil compreensão uma vez que eles possuem dinâmica espacial e temporal próprios e são influenciados por fatores físicos (temperatura e penetração de luz), químicos (nutrientes e oxigênio dissolvido), antrópicos (pesca e geração de energia elétrica) e biológicos (estrutura das comunidades dos organismos aquáticos), além do regime hidrológico da região (Costa, 2014).

O estudo desses sistemas é de grande relevância, especialmente quando consideramos seus usos múltiplos, como geração de energia elétrica, dessedentação animal, irrigação de culturas e principalmente o abastecimento de água para populações humanas (Costa et al. 2009). O entendimento deste funcionamento permite, muitas vezes, um manejo mais adequado do uso da água e dos organismos que compõem o ecossistema (peixes e algas, por exemplo; Agostinho et al. 2016; Philippsen et al. 2018).

A importância de lagos artificiais e sua complexidade são relevantes em regiões semiáridas, marcadas por períodos longos de estiagem que resultam em aumento de turbidez, condutividade e concentração de nutrientes, influenciando as comunidades bióticas, especialmente a fitoplancctônica (Costa et al. 2016). Secas prolongadas causam ainda reduções drásticas de volume dos reservatórios que por sua vez levam a mudanças na estrutura da coluna d'água, resultando no processo de eutrofização (Figueiredo e Becker 2018; Mendonça Jr. et al. 2018; Rocha Júnior et al. 2018), podendo comprometer a qualidade e o uso das águas para diversos fins, especialmente para consumo (Lacerda et al. 2018).

A fim de melhor entender a relevância dos múltiplos fatores (naturais e antrópicos) que atuam sobre a qualidade de água e as comunidades bióticas dos lagos artificiais, é necessária uma abordagem multidisciplinar (holística) que pode ser realizada pela modelagem em nível ecossistêmico (Heymans et al, 2016; Slocombe, 1993). Esta, através de conceitos matemáticos, da análise de sistemas e de programação computacional, simula os processos relativos à cadeia alimentar aquática para avaliar a dinâmica dos organismos e a sua influência nos aspectos físicos e químicos servindo, por exemplo, como base para identificação de direcionadores (“drivers”) e seus efeitos ecológicos nos ecossistemas (Clouzot and Vanrolleghem 2019; Ruhí et al. 2016).

Neste sentido, a modelagem da qualidade da água, do fluxo hidráulico e do ecossistema do lago propiciou o entendimento da origem dos nutrientes num reservatório em Tiajin na China, e auxiliou na elaboração de estratégias de manejo capazes de melhorar o

estado trófico do reservatório (Chen et al. 2013). Também um modelo sobre as emissões naturais e antrópicas de nitrogênio e fósforo (agricultura, pecuária e esgotos domésticos) no Delta do Parnaíba, no Nordeste do Brasil, forneceu uma base importante para o delineamento de estratégias de gerenciamento de recursos hídricos e naturais no local (Paula Filho et al. 2015).

Modelos ecológicos são capazes de prever a dinâmica dos vários componentes do ecossistema (bióticos e abióticos), podendo ser utilizados para testar cenários de impactos relativos às características dos ambientes (níveis de eutrofização, por exemplo), de seus componentes bióticos (diversidade funcional) e de contaminações químicas pontuais e difusas (Sourisseau et al. 2008). De maneira geral, os modelos podem ser classificados como: modelos de eutrofização, modelos de destino químico, modelos de cadeia alimentar, modelos de bioacumulação trófica e modelos integrados de ecossistemas aquáticos (Koelmans et al. 2001).

Os modelos de eutrofização incluem a ciclagem de nutrientes e oxigênio simulando o crescimento do fitoplâncton. Modelos de destino químico descrevem a distribuição e destino de contaminantes na cadeia alimentar em diferentes níveis tróficos onde o fitoplâncton é o primeiro nível, mas raramente levam em conta os efeitos de nutrientes, as relações presa-predador e toxicidade nos compartimentos bióticos (Koelmans et al. 2001). Os modelos de bioacumulação trófica simulam os processos de assimilação, depuração e transformação dos contaminantes em organismos aquáticos e a transferência do contaminante através de uma cadeia alimentar determinada, porém não incluem o ciclo de carbono, nutrientes e o crescimento das algas (Cassini 2011).

Modelos de cadeia alimentar descrevem as relações de presa-predador (teia alimentar) entre as espécies dos ecossistemas aquáticos, incluindo análises de impactos diretos e indiretos entre elas (Angelini et al. 2018), papel de espécies exóticas (Bezerra et al. 2018) e impactos humanos sobre as espécies como, por exemplo, a pesca (Angelini et al. 2006) ou a construção de barragens (Lima et al. 2020).

Os modelos de teia trófica também permitem o entendimento do controle de suas populações (Moura 2018, Bezerra et al. 2018). Em geral os controles são: bottom up, quando compartimentos basais (produtores primários, detritos) controlam a dinâmica dos demais compartimentos, ou top-down, quando predadores de topo controlam o crescimento das demais espécies e o desenvolvimento da teia trófica (Angelini et al. 2013).

Um dos modelos mais consagrados e utilizados atualmente para modelagem da teia trófica de ecossistemas aquáticos é o Ecopath with Ecosim (EwE, Christensen, Walters e

Pauly, 2005), que já foi utilizado na simulação de mais de 500 ecossistemas, sejam eles ambientes marinhos, rios, lagos ou reservatórios (Colléter et al., 2015; Moura, 2018). Com o EwE é possível calcular parâmetros ecossistêmicos (Odum, 1969), estimar os processos de ciclagem de nutrientes (Finn, 1976), os fluxos energéticos entre os níveis tróficos (Ulanowicz, 1995; Ulanowicz; Puccia, 1990), indicadores de desenvolvimento sistêmico (Ulanowicz, 1986), e transferência de energia entre níveis tróficos (Lindeman, 1942), sendo portanto um modelo dinâmico e complexo que permite a análise de um ecossistema sob vários aspectos funcionais e estruturais em diversos tipos de cenários (Moura, 2018).

O objetivo deste trabalho foi quantificar, com o uso do software Ecopath with Ecosim, a teia trófica de um pequeno lago artificial no semiárido brasileiro a fim de descrever os mecanismos (drivers) principais que atuam na estrutura e dinâmica deste ecossistema. Nós utilizamos dados de um monitoramento realizado durante dois anos excepcionais de seca severa para simular cenários de alteração da carga de nutrientes e esforço pesqueiro. Nosso objetivo foi investigar se um aumento ou diminuição da entrada de fósforo no sistema causaria também aumento ou diminuição da produção fitoplanctônica com consequente cascata trófica; e se a retirada de espécies de peixes, especialmente predadores de topo, causaria aumento de suas presas com consequente redução de produção primária. Os resultados poderão auxiliar em decisões de manejo que visem a melhoria da qualidade de água dos reservatórios da região.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O lago artificial estudado é pequeno e raso (Tabela 1) e está localizado na Unidade de Conservação, Estação Ecológica do Seridó (ESEC), inserida na bacia hidrográfica do Piranhas-Açu (~ 44.600km²), delimitada pelos rios Espinharas e Sabugi. O lago está localizado no município de Serra Negra do Norte, estado do Rio Grande do Norte, região semiárida no Nordeste do Brasil (Figura 1).

Tabela 1: Características do lago artificial da Estação Ecológica, ESEC Seridó (RN-Brasil). Período de monitoramento, entre maio de 2012 a abril de 2014.

	ESEC
Coordenadas	6°34'49"S ; 37°15'20"W
Localização	Estação ecológica ESEC
Profundidade média durante o período de monitoramento	2,0 m
Profundidade média da Zona Eufótica durante o período de monitoramento	1,0 m

Profundidade máxima durante o período de monitoramento	4,5m
Comprimento ou alcance do reservatório	0,361 km
Área superficial	79.002 m ²
Área do entorno	Vegetação ciliar com espécies arbustivas características da região e áreas com influência humana

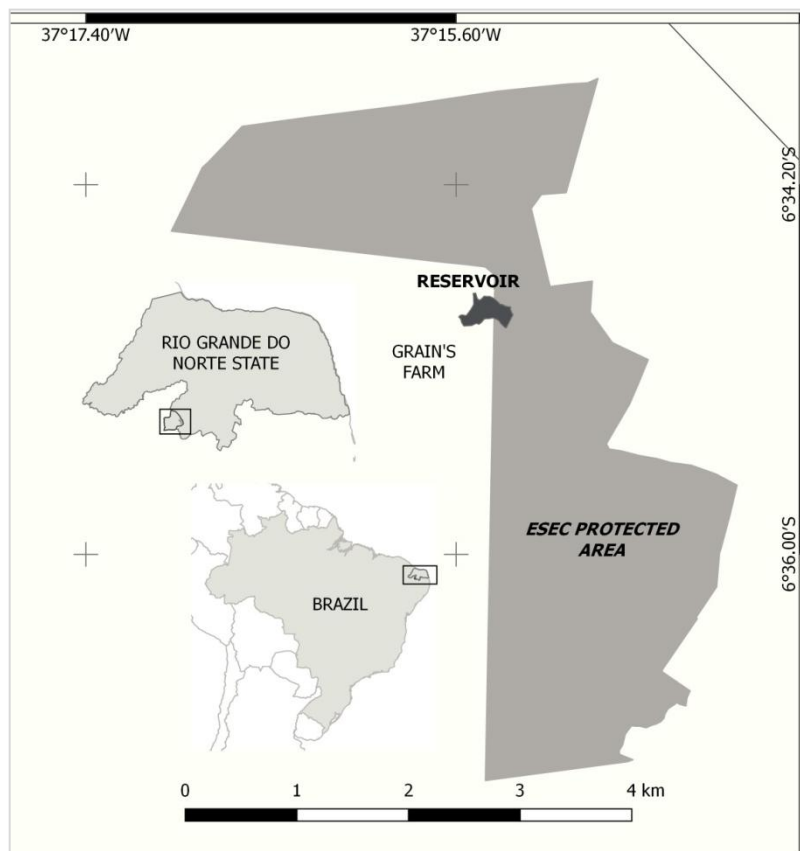


Figura 1: Localização do lago artificial da Estação Ecológica do Seridó, estado do Rio Grande do Norte (Brasil).

O clima da região é tropical semiárido (BS'h', Alvares et al. 2013) com temperaturas entre 20,3°C e 35,2°C (IBAMA, 2004). A precipitação média anual da região é de 847mm concentrada entre os meses de janeiro a maio (Empresa Agropecuária do RN; Diniz e Pereira 2015), com evaporação de 240,4mm/mês e velocidade do vento de 3,8m/s (Costa, 2014). Durante o período chuvoso, o lago artificial é abastecido por quatro riachos intermitentes, que se mantêm secos na maior parte do ano (Costa 2014; IBAMA, 2004).

Durante o período de análise e coleta dos dados, o lago da ESEC enfrentava uma seca severa que causou drásticas reduções em seu volume e concentração de oxigênio, motivo pelo qual foi realizada uma grande remoção de peixes como ação de manejo visando evitar uma maior degradação da qualidade da água (Costa et al., 2016).

2.2. Modelo Ecopath

O modelo e software “Ecopath with Ecosim” (EwE; www.ecopath.org/) permite a quantificação de fluxos trocados entre componentes de uma teia trófica, com a suposição que os diversos componentes da teia permanecem em equilíbrio dinâmico (Christensen e Pauly, 1992), ou seja, todas as entradas (produção - P) devem ser compensadas com saídas, seja em formas de predação, mortalidade não predatória ou fluxos para detrito e respiração (Angelini, 2017). A equação principal do EwE é (Christensen e Pauly, 1992):

$$B_i * \frac{P}{B_i} * EE_i - \sum_j (B_j * \frac{Q}{B_j} * DC_{ji}) - EX_i = 0 \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

B_i = Biomassa da presa (i), em g.m^{-2}

P/B_i = Produção / Biomassa de (i), em $\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$

B_j = Biomassa do predador (j), em g.m^{-2}

EE_i = Eficiência ecotrófica de (i) – varia entre 0 e 1

Q/B_j = Consumo / Biomassa do predador (j), em $\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$

DC_{ji} = Fração da presa (i) na Composição da dieta do predador (j), (%)

EX_i = Export de (i) ou pesca, em $\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$

Uma equação de equilíbrio é atribuída a cada compartimento inserido no Ecopath (Equação 1), em que cada uma das quatro principais variáveis (B_i , B_j , P/B_i , Q/B_j) pode ser inserida ou estimada, enquanto três dessas variáveis são fornecidas. A matriz alimentar (DC_{ji}) faz a ligação entre consumidores e recursos, com a fração estimada de cada presa na dieta dos predadores variando de 0 a 1.

A biomassa (B) é o parâmetro mais sensível nos modelos EwE devendo ser preferencialmente medida em campo, o parâmetro de Produção (P/B) se refere à quantidade de tecido produzido ao longo do ano (Angelini e Tubino, 2018) ou ainda à mortalidade total (Allen, 1971) da espécie ou conjunto de espécies agregados no compartimento. A taxa de Consumo (Q/B) é definida como o número de vezes em que uma população (compartimento) consome seu próprio peso no ano (Palomares e Pauly, 1998).

A Eficiência Ecotrófica (EE), comumente deixada para ser estimada pelo modelo, é essencial para o processo de balanceamento, pois uma vez inseridos B, PB, e QB, o modelo só estará balanceado se todos os valores de EE estiverem menores ou igual a 1, caso contrário será necessário alterar algum dos valores dos parâmetros de entrada, incluindo a composição da dieta. O valor de EE será alto (~ 1) quando o compartimento é todo consumido no sistema.

Enquanto o Ecopath representa um momento (ano ou mês) de trocas energéticas em um ecossistema, o Ecosim (módulo temporal) por sua vez, apresenta a dinâmica das interações tróficas ao longo de um período de tempo, em equações diferenciais (Equação 2) derivadas da equação 1, uma modificação do modelo de Lotka-Volterra, com base na teoria do “foraging arena” (Christensen & Walters, 2004).

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i * \sum Q_{ji} - \sum Q_{ij} + I_i - (MO_i + F_i + e_i) * B_i \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

dB_i/dt = taxa de crescimento do grupo (i) durante o intervalo de tempo dt

B_i = biomassa

g_i = eficiência de crescimento ou razão Produção/ Consumo

Q_{ji} = consumo total pelo(s) grupo(s) i

Q_{ij} = consumo total pelo(s) grupo(s) j

MO_i = mortalidade natural de origem não predatória ($MO_i = (P/B)_i * B_i * (1 - EE_i)$)

F_i = taxa de mortalidade por pesca

e_i = taxa de emigração

I_i = taxa de imigração (enquanto, $e_i * B_i - I_i$ = taxa líquida de migração)

Utilizando o Ecosim é possível calibrar o modelo temporalmente, isto é, fazer com que as simulações se aproximem aos valores observados dos componentes. Isto pode ser feito, entre outras formas, pelas modificações nas taxas de vulnerabilidades contidas no parâmetro Q_{ij} da Equação 2 acima (Bornatowski et al. 2017). As taxas de vulnerabilidade representam a intensidade com que um aumento na biomassa do predador causaria na mortalidade da presa. Uma vulnerabilidade menor que 2 significa que o predador tem menor controle sobre suas presas (efeito bottom-up); valores maiores que 2 indicam que o predador alteraria substancialmente suas presas (efeito top-down) (Christensen, Walters e Pauly, 2005). Assim, no processo de calibração do modelo, o Ecosim altera estes valores de vulnerabilidade de modo a conseguir encontrar menores diferenças entre os valores de biomassa dos compartimentos observados temporalmente e os valores estimados pelo modelo.

Após a calibração, é possível fazer a simulação temporal futura avaliando diferentes cenários de impactos como, por exemplo, efeitos da pesca, poluição e mudanças climáticas (Araújo e Bundy, 2012; Araújo, 2017; Guénette et al., 2014) ou ainda testando diferentes variáveis que poderiam influenciar as mudanças temporais no ecossistema, como temperatura e nutrientes.

Neste trabalho, o software Ecopath with Ecosim foi usado para quantificar a teia trófica de um lago artificial localizado na região semiárida do Nordeste brasileiro. Nós simulamos três cenários: um modelo clássico anual e dois modelos mensais, o primeiro semelhante ao clássico anual, mas com taxas adaptadas para representar uma produção e consumo mensal, e o segundo considerando a inclusão de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), e fósforo reativo solúvel (SRP) como parte da teia trófica, representando os produtores primários. Simulações temporais foram realizadas nos dois modelos mensais a fim de entender a dinâmica de nutrientes e plâncton. As simulações foram testadas com duas variáveis forçantes (FF de fósforo e de radiação) e sob diferentes cenários de impactos (alteração na carga de nutrientes e remoção de peixes).

2.3. Conjunto de Dados

2.3.1. Nutrientes e Biomassa

O conjunto de dados de biomassas e concentração de nutrientes utilizado neste trabalho foi obtido com o monitoramento realizado mensalmente pelo projeto “Remoção de peixes exóticos como estratégia de conservação da biodiversidade aquática da Caatinga” durante os meses de maio de 2012 a abril de 2014. As amostras foram coletadas em oito locais escolhidos aleatoriamente no reservatório, quatro na zona limnética e quatro na zona litorânea. As amostras de nutrientes e comunidades de fitoplâncton foram realizadas de forma integrada em uma amostra composta devido ao lago ser pequeno e espacialmente homogêneo (Costa et al. 2014).

A composição da comunidade fitoplanctônica em espécies, e de concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) foram fornecidas em mg.l^{-1} e convertidas para as unidades requeridas para o modelo EwE (g.m^{-2}) multiplicando-se o valor de mg.l^{-1} ($1 \text{ mg.l}^{-1} = 0,001 \text{ g.0,001m}^{-3} = \text{g.m}^{-3}$) pela profundidade da zona eufótica média do reservatório (1,0m). Os dados de zooplâncton e de organismos bentônicos (Navarro, 2019) foram fornecidos em número de indivíduos por metro quadrado pelo mesmo projeto, e convertidos para g.m^{-2} através de valores recomendados pela literatura de peso médio de cada espécie ou grupo taxonômico. Para melhor compreensão dos modelos, as espécies observadas em campo foram agrupadas em grupos funcionais de acordo com a afinidade das famílias e/ou grupos taxonômicos. Assim, o modelo tem quatro componentes de produtores primários, Bacillariophyceae (diatomáceas), Plagued Algae (algas flageladas: euglenofíceas e criptofíceas), Chlorophyceae (algas verdes) e Cyanobacteria (cianobactérias), três de zooplâncton, rotífero, copépodo e cladocera, um de organismos bentônicos, benthos, e seis espécies de peixes.

A biomassa de peixes (g.m^{-2}) foi calculada após um experimento de biomanipulação no lago artificial em estudo, em que ocorreu uma despesca intensa e representativa, sendo a biomassa total considerada como a captura realizada (Moura et al., 2018). Portanto, o modelo contou com seis compartimentos de peixes, *Astyanax bimaculatus*, *Hoplias malabaricus*, *Leporinus piau*, *Prochilodus brevis*, *Hypostomus paparie* e *Oreochromis niloticus*. As biomassas não coletadas no experimento para duas espécies (*A. bimaculatus* e *H. paparie*) foram estimadas pelo EwE, com EE adotado de 0,9 e 0,5 respectivamente.

2.3.2. Taxas de Produção e Consumo

As taxas de produção P/B ($\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) e de consumo Q/B ($\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) de peixes foram retidas da literatura (Bezerra et al. 2018; Angelini & Agostinho, 2005) ou, para *L. piau*, *P. brevis* e *H. paparie*, calculadas pelas regressões empíricas de Pauly (1980) e Palomares & Pauly (1998), Equações 3 e 4 respectivamente:

$$M = K^{0,65} * L^{-0,279} * T^{0,463} \quad \text{Equação 3}$$

Em que:

M = mortalidade natural (ano^{-1}) ou PB;

K = constante de crescimento (ano^{-1}) da equação de von Bertalanffy;

L_{∞} = comprimento assintótico ou infinito (cm) da equação de von Bertalanffy;

T = temperatura média da água do ecossistema ($^{\circ}\text{C}$).

$$\log \frac{Q}{B} = 7,964 - 0,205 * \log W_{\infty} - 1,965 * T' + 0,083 * Ar + 0,532 * H + 0,398 * D$$

Equação 4

Em que:

Q/B = razão anual Consumo/Biomassa;

W_{∞} = peso assintótico (gramas de peso úmido);

T' = inverso da temperatura média da água = $[1000/(\text{temperatura do ambiente em } ^{\circ}\text{C} + 273,15)]$;

Ar = índice da forma da nadadeira caudal: $Ar = h^2/S$ (h – altura da nadadeira em mm e S – superfície da nadadeira em mm^2)

H e D = índice do tipo de alimento: H = 1 para herbívoros; D = 1 para detritívoros e iliófagos;

H = D = 0 para carnívoros.

Os valores de P/B e Q/B dos grupos de zooplâncton foram retirados do modelo de Bezerra et al. (2018) para um açude no Ceará, assim como os de P/B dos componentes fitoplanctônicos. Esses últimos, entretanto, tiveram que ser aumentados para o balanceamento

do modelo. Os dados para a matriz de composição da dieta (DC) foram retirados de Moura et al. (2018) que analisou 846 estômagos de seis espécies do açude da ESEC no período em que este foi monitorado.

2.4. Modelos elaborados

Três cenários foram elaborados:

1) modelo anual, representando o ecossistema e suas interações tróficas de maneira estática com taxas de produção (PB) e consumo (QB) anuais, unidade de tempo padrão em modelos Ecopath ($\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$). O modelo Anual é formado por 15 compartimentos: quatro grupos de produtores primários (Baccilariophyceae, Plagued Algae, Chlorophyceae e Cyanobacteria), três grupos de zooplâncton (Rotifer, Copepod, Cladoceran), um invertebrado bentônico (Benthos), seis compartimentos de peixes (*A. bimaculatus*, *H. malabaricus*, *L. piau*, *P. brevis*, *H. papa* e *O. niloticus*) e detritos. 2) modelo mensal, com os mesmos 15 compartimentos, mas com as taxas de PB e QB ajustadas para representar as produções e consumos mensalmente (veja abaixo). 3) modelo chamado “Mensal NP”, em que nutrientes (nitrogênio, na forma de NID e fósforo, na forma de SRP) foram incorporados como compartimentos produtores, enquanto que os produtores foram considerados “consumidores” de nutrientes, com o intuito de simular os impactos de alterações da concentração desses componentes no modelo de teia trófica.

Para transformação das taxas de PB e QB do modelo Anual para o Mensal, foi utilizado o raciocínio de cálculo de taxas de juros compostos, visto que o crescimento ou consumo em um mês depende do mês anterior. Assim, por exemplo, uma taxa de juros anual = 12%, não se transformou diretamente em 1% ao mês ($12\%/12$ meses). Usamos a equação $\text{Taxa mensal} = (1 + \text{taxa anual})^{1/12} - 1$, (0,9489%/mês, no exemplo acima).

Além das alterações de biomassas para o balanceamento, algumas adaptações precisaram ser feitas para a adequação do modelo Mensal para o Mensal NP, seguindo os procedimentos de estudos anteriores (Libralato e Solidoro, 2009; Moura, 2018): dois compartimentos de nutrientes (Nitrogênio Inorgânico Dissolvido, NID e Fósforo Reativo Solúvel, SRP) foram inseridos como produtores primários, tendo suas biomassas calculadas a partir de suas concentrações. Os valores de PB foram retirados da literatura, de medições da emissão de Nitrogênio e Fósforo por tanques-rede em reservatórios da região semiárida (Moura, 2018; Cacho 2017; Moura, Valenti & Henry-Silva, 2016); os compartimentos de fitoplâncton foram considerados consumidores de primeiro nível, com seus valores de QB

adotados iguais aos de PB (Libralato e Solidoro, 2009) e suas dietas compostas pelos compartimentos de NID e SRP, para efeitos de simulação.

Para utilização do módulo Ecosim, alguns cuidados ainda foram tomados para o modelo Mensal NP: a) alguns parâmetros que influenciam no consumo dos nutrientes foram ajustados para zero, na aba “Group info” do Ecosim (Feeding time adjust rate, Fraction of other mortality sensitive to changes in feeding time, Predator effect on feeding time, Switching parameter) e; b) o parâmetro Max consumption e as Vulnerabilidades foram ajustadas para valores muito elevados (1000). Com isso, a biomassa de nutrientes disponível para consumo se torna igual à biomassa total, e a teoria do Foraging Arena, que governa as interações presa/predador dentro do EwE, é desconsiderada (Libralato & Solidoro, 2009; Moura 2018).

2.4.1. Calibração

A calibração é uma das fases do processo de modelagem e serve para ajustar as previsões dos modelos aos dados observados. Na ausência de séries temporais os modelos EwE podem ser avaliados através da rotina Prebal (Pre-balanced), interna ao Ecopath, que identifica incoerências termodinâmicas e biológicas, com base na relação entre Nível Trófico (Angelini et al., 2018) e os parâmetros de entrada (B, PB e QB; Link, 2010).

Realizamos o procedimento de “Fit to time series” do módulo Ecosim, para calibrar os modelos Mensal e Mensal NP com as séries temporais entre 05/2012 e 04/2014. O procedimento consistiu em aproximar valores estimados e observados pela alteração dos valores de vulnerabilidade que ofereceram melhores ajustes. Ou seja, vulnerabilidades que geraram menores desvios quadrados (Christensen, Walters e Pauly, 2005), (“SS”, soma ponderada amplamente utilizada em estatística). O melhor ajuste para cada modelo foi escolhido tomando como base o menor SS e melhor aproximação visual entre a linha estimada e os dados observados.

Para calibrar os modelos foram utilizadas séries temporais de biomassa (24 meses, maio de 2012 a abril de 2014) dos quatro compartimentos fitoplanctônicos e três zooplanctônicos e, para o modelo Mensal NP, utilizou-se ainda, dados de nitrogênio inorgânico dissolvido - NID e fósforo reativo solúvel – SRP (g.m^{-2}), como biomassa. Nós também utilizamos ainda as variáveis temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), concentração de NID (mg.l^{-1}), concentração de SRP (mg.l^{-1}) e radiação fotossinteticamente ativa ($\text{j.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), como funções forçantes (FF). Os valores dessas variáveis utilizadas como funções forçantes foram padronizados em relação a média.

Ao final, apenas duas funções forçantes ajudaram na calibração, a Radiação Fotossinteticamente Ativa (RFA, $\text{j.m}^2.\text{s}^{-1}$) e a concentração de Fósforo Reativo Solúvel (SRP; mg.l^{-1}). Os dados de SRP foram obtidos do monitoramento realizado no próprio reservatório, enquanto os de RFA retirados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) na Estação Meteorológica Automática de Caicó/RN, e foram convertidos para radiação fotossinteticamente ativa (Rocha Júnior, 2018). Durante o procedimento de calibração no “Fit to time series”, o EwE também altera as funções forçantes de modo a obter o melhor ajuste entre a curva estimada e os pontos observados.

2.4.2. Simulações

Uma vez calibrados os modelos Mensal e Mensal NP, com as funções forçantes que apresentaram os melhores ajustes, realizamos simulações com cenários de 24 meses futuros, a fim de prever o comportamento do sistema sob diferentes condições como aumento e diminuição de concentração de fósforo e alterações no esforço de pesca (Tabela 2). Nas simulações de aumento e diminuição de fósforo, os maiores e menores valores da série foram aplicados respectivamente como uma constante nos próximos 24 meses.

Tabela 2: Funções forçantes (FF) utilizadas para calibração dos modelos Mensal e Mensal NP e simulações realizadas. O cenário de Baseline representa o modelo com as mesmas condições da calibração.

Modelo	FF	Simulação / Cenário
Mensal	Fósforo Reativo Solúvel - SRP	Baseline
		Aumento de fósforo (inserção por dois anos do valor máximo da série temporal observada)
		Diminuição de fósforo (inserção por dois anos do valor mínimo da série temporal observada)
		Pesca x5 para as espécies de peixe
Mensal NP	Radiação Fotossinteticamente Ativa - RFA	Baseline
		Pesca x5 sobre <i>O. niloticus</i> e <i>P. brevis</i>
		Pesca x5 sobre todas as espécies de peixe

3. RESULTADOS

3.1. Modelo estático e atributos ecossistêmicos

As biomassas para os modelos Anual e Mensal foram similares, mas diferentes no Modelo Mensal NP (Tabela 3) devido aos compartimentos algas flageladas (cinco vezes menor) e cianobactérias (10 vezes menor) além dos novos compartimentos (NID e SRP). Estas mudanças tiveram que ser feitas para que o modelo Mensal NP pudesse ser propriamente balanceado.

As composições das dietas também obedeceram ao mesmo padrão, iguais para os modelos Anual e Mensal (Tabela 4), mas adaptadas no Modelo Mensal NP, seguindo estes valores: diatomáceas (Baccilariophyceae), algas flageladas (Plagued algae), e algas verdes (Chlorophyceae) consumindo 50% nitrogênio, 25% fósforo e 25% detritos e cianobactérias (Cyanobacteria) consumindo 50% nitrogênio, 10% fósforo e 40% de detritos. As diferenças de nível trófico especialmente para o modelo Mensal NP não serão discutidas, uma vez que para esse modelo eles não condizem com a realidade.

Os balanceamentos foram diferentes para os modelos, mas as alterações dos valores de entrada foram bastante pontuais, principalmente para as biomassas dos compartimentos que praticamente não foi alterada. Algumas alterações como o valor de Q/B de *O. niloticus* (14,89 para $12 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) tiveram que ser feitas. Além disso, para os modelos mensais todos os valores de PB e QB foram alterados partindo do valor do modelo Anual. Neste caso, o PB de *P. brevis* e *L. piau* precisaram de aumento, respectivamente de 0,0652 (para o modelo Mensal) para 0,105 (para o modelo Mensal NP), e de 0,0622 (Mensal) para 0,1 (Mensal NP). No modelo Mensal NP, foram mantidas as taxas de PB e QB do modelo Mensal, mas com necessários ajustes de biomassa para: algas flageladas ajustada de 1,41 para 0,32, algas verdes de 0,34 para 0,33 e cianobactérias de 94,396 para 9,5 (média dos valores da série temporal).

Tabela 3: Parâmetros de entrada e estimativas dos três cenários (Anual, Mensal e Mensal NP) do modelo Ecopath para o lago artificial da ESEC Seridó (Brasil). TL: nível trófico, B: biomassa (g.m^{-2}), PB: Produção/biomassa ($\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$); QB: Consumo/biomassa ($\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), EE: Eficiência Ecotrófica, PBm: Produção/biomassa mensal ($\text{g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$) e QBm: Consumo/biomassa mensal ($\text{g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$). Valores em negrito foram estimados pelo Ecopath. Valores em itálico são devidos à suposição do modelo Mensal NP (veja texto).

		Anual					Mensal					Mensal NP				
	Group name	TL	B	PB	QB	EE	TL	B	PBm	QBm	EE	TL	B	PBm	QBm	EE
1	<i>Astyanax bimaculatus</i>	3,1	0,14	4,26	16,84	0,90	3,1	0,14	0,35	1,31	0,90		0,14	0,35	1,31	0,90
2	<i>Hoplias malabaricus</i>	3,4	0,34	0,90	6,05	0,34	3,4	0,34	0,07	0,49	0,33		0,34	0,07	0,49	0,33
3	<i>Leporinus piau</i>	2,7	2,06	0,75	10,61	0,28	2,7	2,06	0,10	0,84	0,27		2,06	0,06	0,84	0,27
4	<i>Prochilodus brevis</i>	2,0	43,40	0,79	26,73	0,14	2,0	43,40	0,11	1,99	0,95		43,40	0,11	1,99	0,95
5	<i>Hypostomus paparie</i>	2,0	0,28	1,46	49,09	0,50	2,0	0,28	0,12	3,38	0,50		0,28	0,12	3,38	0,50
6	<i>Oreochromis niloticus</i>	2,0	3,91	1,25	12,00	0,19	2,0	3,91	0,10	0,95	0,87		3,91	0,10	0,95	0,87
7	Benthos	2,0	8,76	19,17	76,68	0,10	2,0	8,76	1,47	4,86	0,10		8,76	1,47	4,86	0,10
8	Rotifer	2,0	0,08	6	24,00	0,64	2,0	0,08	0,49	1,81	0,62		0,08	0,49	1,81	0,62
9	Copedod	2,0	2,55	24	96,00	0,01	2,0	2,55	1,81	5,77	0,01		2,55	1,81	5,77	0,01
10	Cladoceran	2,0	0,03	12	48,00	0,87	2,0	0,03	0,95	3,32	0,86		0,03	0,95	3,32	0,86
11	Baccilariophyceae	1,0	0,13	485		0,41	1,0	0,13	15,86		0,94		0,13	15,86	15,86	0,91
12	Plagued algae	1,0	1,41	485		0,09	1,0	1,41	15,86		0,19		0,32	15,86	15,86	0,83
13	Chlorophyceae	1,0	0,34	485		0,34	1,0	0,34	15,86		0,70		0,33	15,86	15,86	0,72
14	Cyanobacteria	1,0	94,40	485		0,00	1,0	94,40	15,86		0,00		9,50	15,86	15,86	0,04
15	NID												3,60	28,63		0,79
16	SRP												0,80	28,63		0,79
17	Detritus	1,0				0,04	1,0				0,09					0,89

Tabela 4: Matriz de composição da dieta para os modelos Ecopath Anual e Mensal do largo artificial da Esec Seridó (Brasil).

Prey \ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1 <i>Astyanax bimaculatus</i>	0,05	0,2								
2 <i>Hoplias malabaricus</i>		0,05								
3 <i>Leporinus piau</i>	0,05	0,15								
4 <i>Prochilodus brevis</i>		0,3								
5 <i>Hypostomus paparie</i>		0,1								
6 <i>Oreochromis niloticus</i>	0,1	0,2								
7 Benthos	0,67		0,66							
8 Rotifer	0,03		0,01							
9 Copedod	0,05		0,01							
10 Cladoceran	0,05		0,01							
11 Bacillariophyceae				0,02	0,035	0,04		0,125		0,125
12 Plagued algae				0,02	0,035	0,04	0,01	0,125	0,125	0,125
13 Chlorophyceae				0,02	0,035	0,04		0,125	0,125	0,125
14 Cyanobacteria				0,02	0,035	0,04	0,01	0,125	0,25	0,125
15 Detritus			0,31	0,92	0,86	0,84	0,98	0,5	0,5	0,5
16 Import										
17 Sum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Os atributos ecossistêmicos para os três modelos (Tabela 5) mostraram que o índice de Conectância foi semelhante ($\sim 0,25$), assim como os índices de Onivoria do sistema e o índice de diversidade de Shannon. A ascendência total dos modelos mostrou uma diminuição da maturidade do sistema quando o modelo é transformado de Anual para Mensal. O overhead calculado para o modelo Anual foi de 24,9%, 34,69% para o Mensal e 67,34% para o Mensal NP, indicando maior estabilidade do modelo com Nutrientes. Para os três modelos, a eficiência de transferência energética se mostrou baixa, variando de 2,06 no Anual, 3,16 no Mensal e 4,5 para o Mensal NP.

Tabela 5: Atributos Ecossistêmicos para os modelos Anual, Mensal e Mensal NP.

Parameters	Anual	Units	Mensal	Mensal NP	Units
Sum of all consumption	2166,77	$\text{g.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$	150,744	313,8482	$\text{g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$
Sum of all exports	45232,19	$\text{g.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$	1428,995	28,1157	$\text{g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$
Sum of all respiratory flows	1461,68	$\text{g.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$	97,846	97,85628	$\text{g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$
Sum of all flows into detritus	47135,21	$\text{g.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$	1557,628	220,1248	$\text{g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$
Total system throughput	95995,84	$\text{g.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$	3235,213	659,945	$\text{g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$
Sum of all production	46965,6	$\text{g.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$	1549,59	311,8151	$\text{g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$
Mean trophic level of the catch	2		2	2,09	
Gross efficiency (catch/net p.p.)	9,85E-05		0,003013	0,036516	
Calculated total net primary production	46693,86	$\text{g.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$	1526,841	125,972	$\text{g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$
Total primary production/total respiration	31,95		15,6	1,29	
Net system production	45232,19	$\text{g.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$	1428,995	28,11572	$\text{g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$
Total primary production/total biomass	295,86		9,67	1,65	

Total biomass/total throughput	0,0016	year ⁻¹	0,0488	0,1155	month ⁻¹
Total biomass (excluding detritus)	157,82	g.m ⁻²	157,81	76,22	g.m ⁻²
Total catch	4,6	g.m ⁻² .year ⁻¹	4,6	4,6	g.m ⁻² .month ⁻¹
Connectance Index	0,26		0,26	0,24	
System Omnivory Index	0,03		0,03	0,08	
Shannon diversity index	1,14		1,13	1,51	
Finn cycling index	0,63	% of total throughout	1,33	25,55	% of total throughout
Ascendancy (% of capacity)	75,1	%	65,31	32,66	%
Overhead (% of capacity)	24,9	%	34,69	67,34	%
Transfer Efficiency from primary producers	1,53	%	2,59	5,71	%
Transfer Efficiency total	2,06	%	3,16	4,53	%

Três espécies de peixe foram consideradas chave nos três modelos: *H. malabaricus*, *A. bimaculatus* e *L. piau* (Tabela 6), como Zooplâncton, que faz a ligação entre os produtores primários e peixes sendo a quarta espécie-chave mais importante nos três modelos. A espécie *H. malabaricus* foi a predadora de topo em todos os modelos (NT = 3,5), porém seu papel como espécie chave foi menos previsível. No modelo Mensal NP as mudanças foram mais perceptíveis especialmente para *P. brevis*, *O. niloticus* e cianobactérias, esta última passou a ser mais importante no modelo Mensal NP.

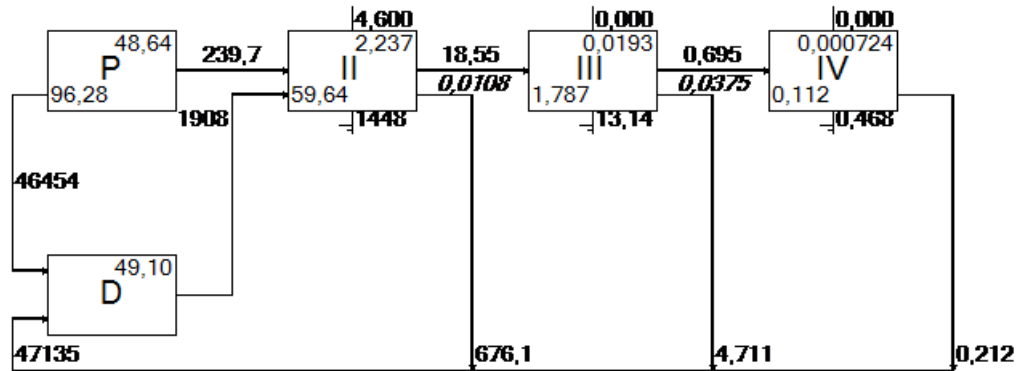
Tabela 6: Ranking de espécies chave para os modelos Anual, Mensal e Mensal NP do lago da Esec Seridó (Brasil). Em itálico os destaques das 5 principais espécie-chave

	Group name	Anual	Mensal	Mensal NP
1	<i>Astyanax bimaculatus</i>	3º	3º	3º
2	<i>Hoplias malabaricus</i>	1º	1º	2º
3	<i>Leporinus piau</i>	2º	2º	1º
4	<i>Prochilodus brevis</i>	9º	8º	14º
5	<i>Hypostomus paparie</i>	11º	11º	12º
6	<i>Oreochromis niloticus</i>	10º	10º	15º
7	Benthos	6º	6º	9º
8	Rotifer	13º	13º	16º
9	Copedod	4º	4º	4º
10	Cladoceran	12º	12º	13º
11	Baccilariophyceae	5º	5º	7º
12	Plagued algae	8º	9º	8º
13	Chlorophyceae	7º	7º	11º
14	Cyanobacteria	14º	14º	10º
15	NID			5º
16	SRP			6º

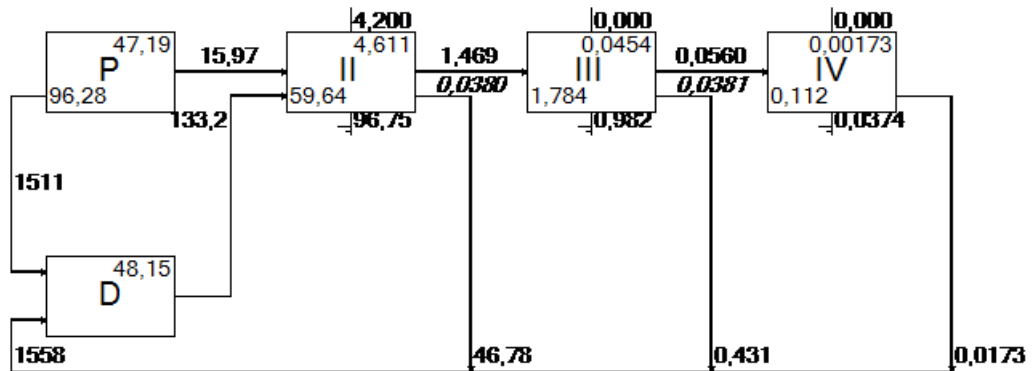
Os fluxos de energia entre os níveis tróficos dos três modelos estão apresentados no diagrama de *Lindeman Spine* (Figura 2) e as interações da teia trófica estão apresentados nos

diagramas de fluxo de cada modelo (Figura 3). A relação Detritivoria:Herbivoria mostrou uma detritivoria mais frequente em todos os modelos: 7,9 no modelo Anual, 8,3 no modelo Mensal e 1,98 no modelo Mensal NP, confirmando a importância dos detritos para toda teia trófica do açude. As análises Prebal realizadas nos três modelos (Figuras SM1, SM2 e SM3 do material suplementar) demonstraram confiabilidade ao mostrarem fortes correlações negativas entre o Nível Trófico e os parâmetros B, PB e QB para os modelos.

Anual



Mensal



Mensal NP

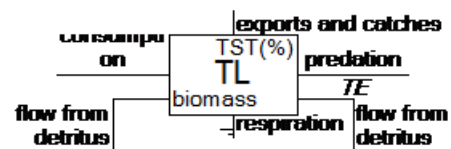
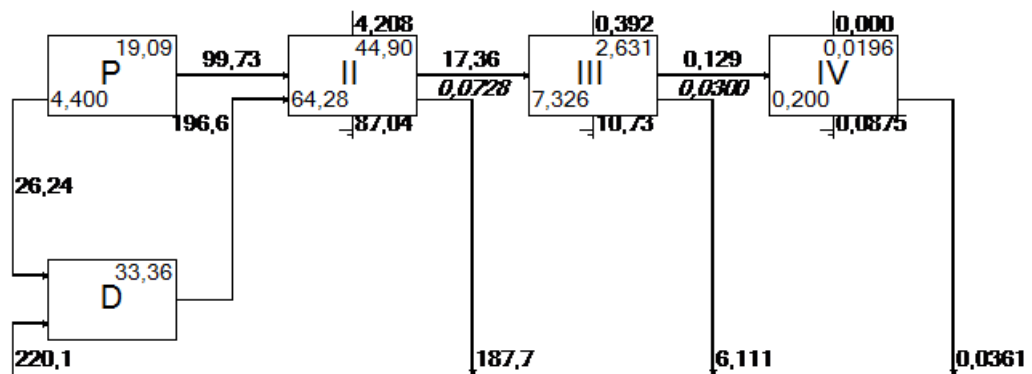


Figura 2: Lindeman Spine para os três modelos Ecopath do lago ESEC Seridó (Brasil) mostrando o fluxo de energia entre os níveis tróficos.

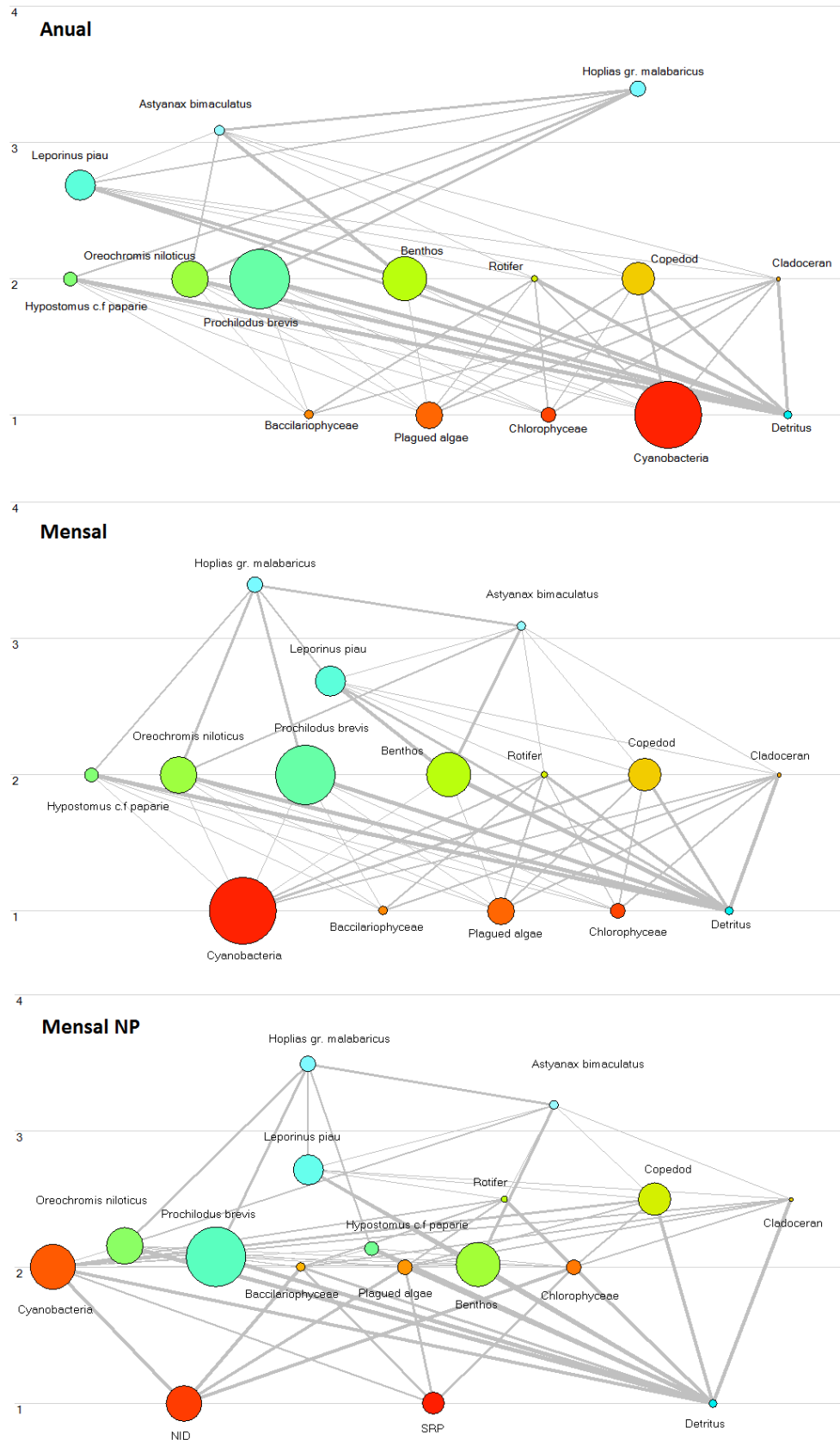


Figura 3: Teias tróficas para os três modelos Ecopath do lago artificial da ESEC Seridó (Brasil). O tamanho dos círculos representa as biomassas dos compartimentos, e a espessura das linhas, a troca de energia entre eles. No modelo Mensal NP, NID é o nitrogênio dissolvido, e SRP é o fósforo reativo solúvel.

3.2. Simulação Temporal

Os modelos Mensal e Mensal NP foram calibrados (Figura 4) com séries históricas de 24 meses (maio de 2012 a abril de 2014) para os dados de biomassa dos grupos de fitoplâncton, zooplâncton e nutrientes (nitrogênio inorgânico dissolvido, NID e fósforo reativo solúvel, SRP). Neste processo de calibração foram usadas duas funções forçantes: SRP e radiação fotossinteticamente ativa, que também foram observadas no ambiente no mesmo período.

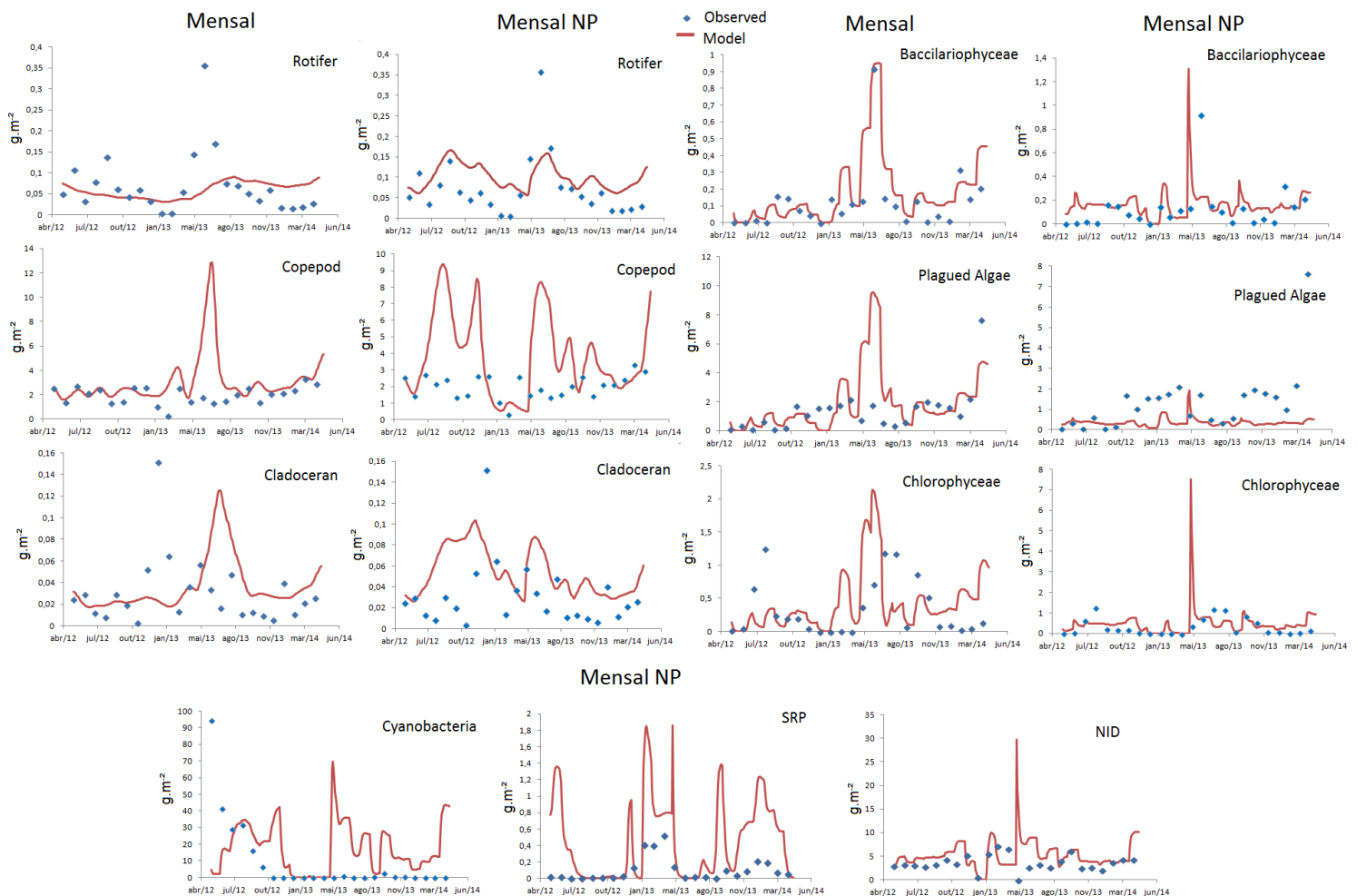


Figura 4: Calibração dos modelos Ecopath with Ecosim Mensal e Mensal NP para o lago da ESEC Seridó. Os pontos representam os dados observados e as linhas representam a simulação do modelo. As variáveis Cyanobacteria, SRP (Fósforo Reativo Solúvel) e NID (Nitrogênio Inorgânico Dissolvido) só foram calibradas no modelo Mensal NP.

No cenário Mensal, o melhor ajuste foi aquele para a função forçante de fósforo reativo solúvel normalizada (SRP modify), sendo portanto aplicada uma série histórica de dois anos de valores de concentração de SRPmodify sobre três dos quatro produtores primários do modelo (diatomáceas, algas flageladas e algas verdes). No modelo Mensal NP, a

função forçante que apresentou melhor ajuste foi a de radiação fotossinteticamente ativa, que foi então aplicada sobre os dois grupos de produtores primários (NID e SRP) e os quatro grupos de fitoplâncton, considerados consumidores no cenário NP.

No cenário Mensal as alterações da matriz de vulnerabilidade (Tabela SM1 do material suplementar) foram, em geral, valores maiores que dois (valor default do software) especialmente quando se tratava dos grupos zooplancônicos predando os fitoplancônicos, ou do *A. bimaculatus* e *L. piau* predando rotíferos e cladóceros. No caso do modelo Mensal NP as vulnerabilidades foram em geral menores que um, com exceção dos copépodos sobre as algas flageladas, os cladóceros sobre algas flageladas e algas verdes, e diatomáceas, algas verdes e cianobactérias sobre SRP (Tabela SM2 do material suplementar).

Após o processo de calibração, foram realizadas simulações para dois anos futuros considerando: a) no modelo Mensal: um aumento de fósforo, em que o maior valor observado da série foi aplicado como uma constante para o cenário de 24 meses; uma diminuição de fósforo, onde o menor valor observado da série foi aplicado como uma constante para o mesmo período; a inserção de pesca de 10% da biomassa sobre todas as espécies piscívoras e, por último, um aumento de cinco vezes essa pesca para o mesmo espaço de tempo; b) para o modelo Mensal NP: um aumento da pesca em duas espécies (*P. brevis* e *O. niloticus*); a inserção de pesca em todas as espécies, considerando uma retirada de 10% da biomassa de cada espécie piscívora; e o aumento dessa pesca em cinco vezes, todas para um cenário de 24 meses futuros.

No modelo Mensal, o aumento de fósforo acarretou aumento em todos os compartimentos seguindo o efeito de cascata trófica, influenciando até os predadores de topo (Figura 5). Ao contrário, a redução de fósforo não influenciou muito os diferentes compartimentos consumidores que mantém, em geral, a uma dinâmica semelhante do modelo em condições de calibração (baseline). No entanto, os produtores foram reduzidos nesta simulação.

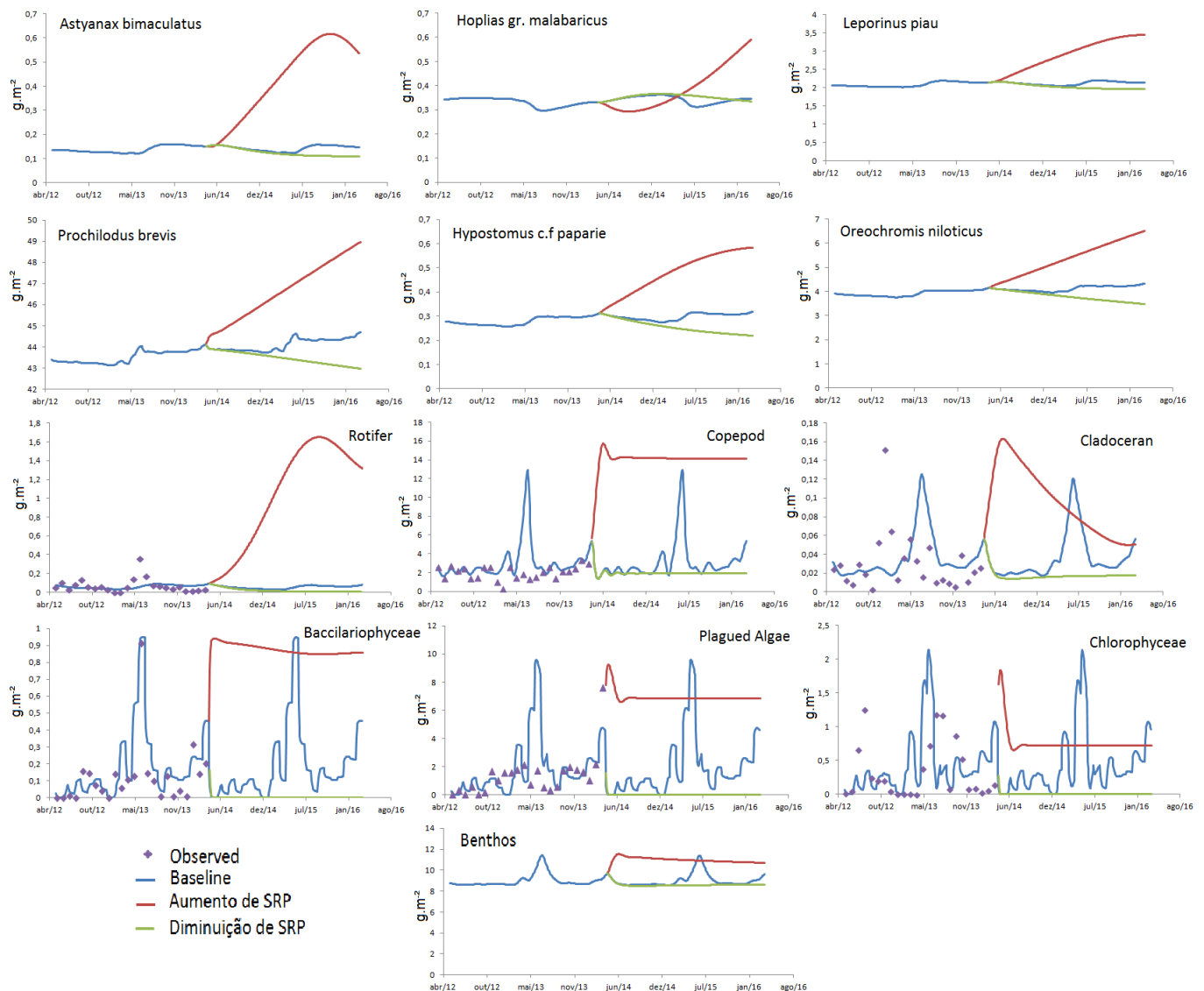


Figura 5: Resposta dos compartimentos modelados a um aumento (linhas vermelhas) e diminuição de fósforo (linhas verdes). As linhas azuis representam as condições iniciais da calibração (baseline), projetadas no espaço de tempo futuro.

Com o aumento da pesca em cinco vezes (Figura 6) em todos os compartimentos piscívoros, apesar da biomassa de todos os peixes chegarem próximas à zero, houve pouca alteração nos grupos de algas flageladas e algas verdes; as diatomáceas apresentaram um pico de biomassa, mas também tenderam a se manter mais próximo ao baseline durante o período simulado. Nos grupos de zooplâncton, o compartimento dos copépodos permaneceu praticamente idêntico ao baseline durante toda a simulação, enquanto os rotíferos e cladóceros apresentaram uma forte tendência de aumento da biomassa a partir da metade do período simulado. Desta forma, os peixes exerceram pouco ou nenhum papel de controle trófico do plâncton neste reservatório.

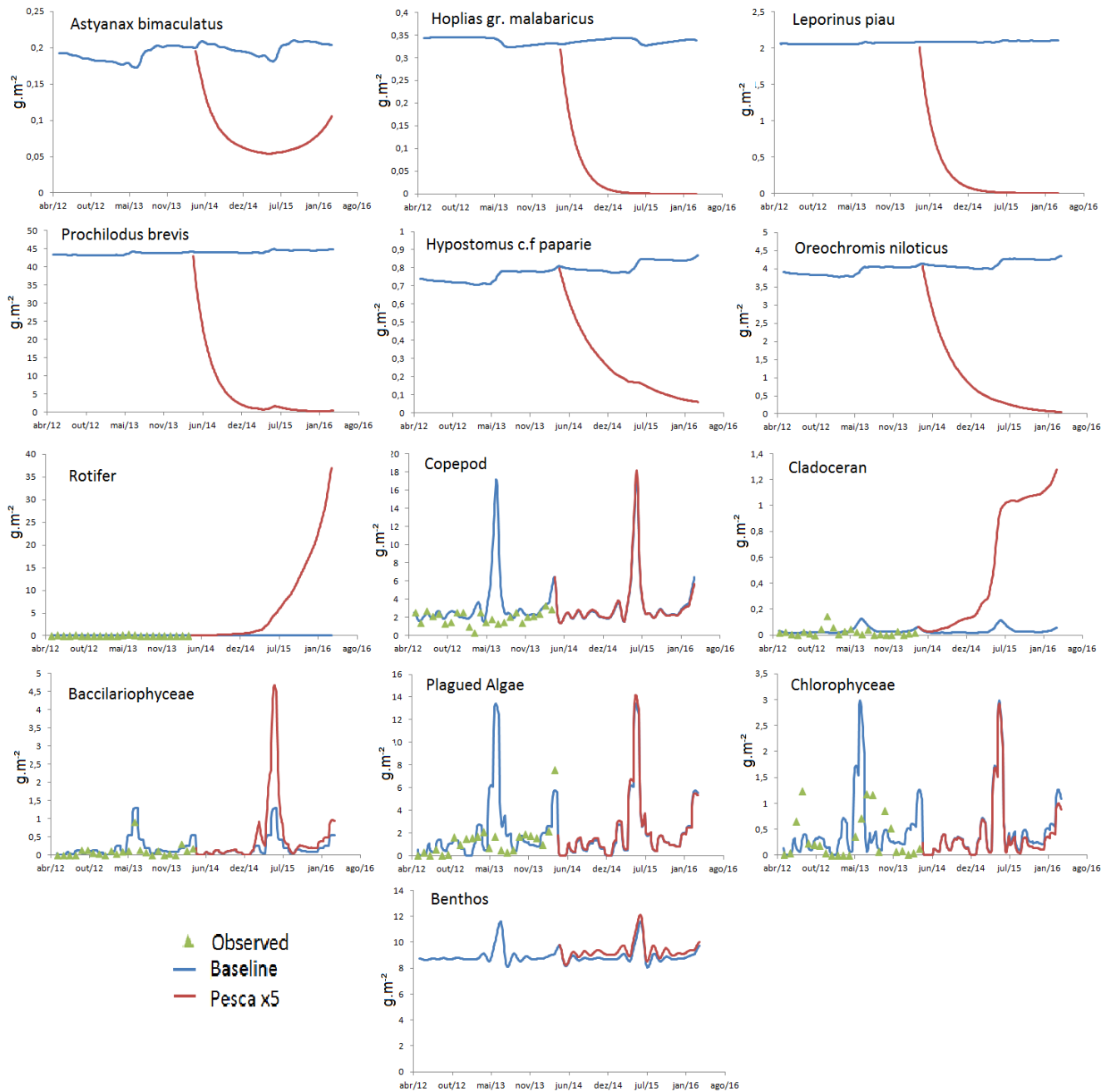


Figura 6: Resposta dos compartimentos modelados a um aumento da pesca (linhas vermelhas) em todas as espécies. As linhas azuis representam as condições iniciais da calibração (baseline), projetadas no espaço de tempo futuro.

Para o cenário Mensal NP, tanto a pesca em duas espécies (*P. brevis* e *O. niloticus*), quanto a pesca em todas as espécies (Figura 7) apresentaram respostas semelhantes ao cenário de baseline para os compartimentos de fitoplâncton, zooplâncton e nutrientes, isto é, esses peixes e sua pesca não influenciaram a dinâmica do plâncton neste sistema por predação. O compartimento *A. bimaculatus* foi a única espécie de peixe que sofreu efeito da pesca quando todas as espécies foram pescadas.

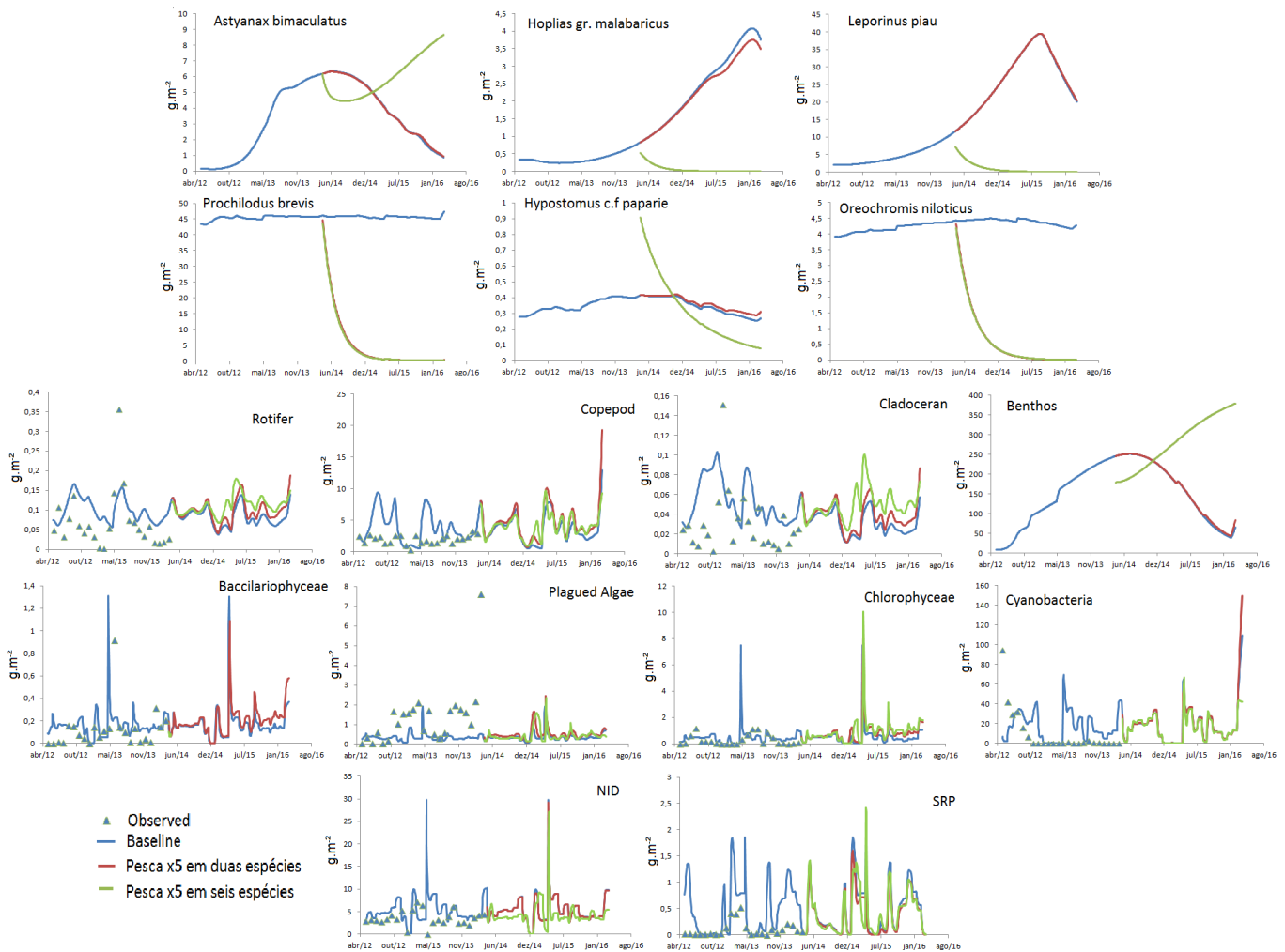


Figura 7: Simulações para o modelo Mensal NP com pesca x5 em duas espécies (*Prochilodus brevis* e *Oreochromis niloticus*, linhas vermelhas) e pesca x5 em todos os compartimentos de peixes (linhas verdes). As linhas azuis representam o cenário de Baseline, em que são mantidas as condições iniciais da calibração, projetadas no espaço de tempo futuro.

4. DISCUSSÃO

Os três modelos aqui avaliados apresentaram resultados similares: mesmas espécies-chave (*H. malabaricus*), e mesmos predadores de topo, *A. bimaculatus* e *L. piau*; valores similares em atributos ecossistêmicos como razão Detritivoría:Herbivoría, que foi alta em todos os modelos, mostrando que, semelhante a outros ecossistemas tropicais, há maior dependência da cadeia de detritos do que da cadeia de produtores primários. A calibração dos modelos Mensal e Mensal NP, respectivamente com as funções forçantes fósforo reativo solúvel (SRP) e de radiação, apresentou resultados igualmente satisfatórios e semelhantes, com os valores modelados seguindo a tendência dos observados. As simulações do aumento do esforço pesqueiro mostraram, que mesmo a total retirada das espécies de peixes não afeta em geral, os valores do plâncton e dos nutrientes. Todos os três modelos foram analisados e

calibrados pelo Prebal e as análises demonstraram confiabilidade dos modelos Anual e Mensal, com boas correlações entre Biomassa, Produção e Consumo e níveis tróficos. Contudo, o modelo Mensal destacou-se como o mais realista, tendo também a vantagem de ser mais simples por não considerar adaptações como a transformação de grupos fitoplanctônicos em consumidores de primeiro nível.

Alguns atributos ecossistêmicos clássicos estimados pelo EwE (Odum, 1969; Ulanowicz, 1986; Christensen, 1995) porém, mostraram divergências entre os modelos. Por exemplo, nos parâmetros relacionados à maturidade do sistema, a razão Produção Primária Total/Respiração Total (PPT/RT), que para ambientes maduros se apresenta próximo de 1 (Odum, 1969), foram altas para os modelos Mensal e Anual (31,95 e 15,6 respectivamente), e baixa (1,29) para o Mensal NP. Entretanto essa redução se deve ao fato de no modelo Mensal NP a biomassa de Cianobactéria ter sido reduzida em 10x para balanceamento do modelo, desde que este compartimento foi transformado em consumidor de primeiro nível, juntamente com os demais compartimentos de fitoplâncton. Sendo assim, a comparação deste atributo, para o modelo Mensal NP não faz sentido. A taxa PPT/RT confirma, para os outros dois modelos, que a produção primária é elevada no reservatório, indicando um ambiente imaturo e corroborando com o fato de o reservatório ser eutrófico (Costa et al., 2016).

O cenário Mensal NP apresentou-se mais resiliente, com o maior índice de ciclagem de Finn e Overhead, que medem a capacidade do ecossistema se recuperar de perturbações (Vasconcellos et al., 1997; Christensen, 1995) pela quantidade de energia reciclada dentro do próprio ambiente (Finn, 1976). Entretanto, reservatórios em regiões semiáridas estão geralmente sujeitos a impactos de períodos extensos de estiagem, o que tende a gerar alterações na sua estrutura, funcionamento e biodiversidade (Jeppesen et al., 2015; Bezerra et al., 2018; Moura, 2018). No reservatório da ESEC, esse cenário não é diferente, pois trata-se de um ambiente com florações de algas e alta concentração de nutrientes, sujeito a perturbações e estresse hídrico característico da região (Costa et al., 2016). Ambientes sujeitos à perturbações têm sido relacionados com baixos índices de ciclagem e overhead (Jia et al., 2012; Li et al., 2010, Moura, 2018), fazendo mais uma vez com que o modelo Mensal NP, que, de fato, demanda maior abstração devido às adaptações que foram necessárias para o seu desenvolvimento, seja menos representativo para o reservatório analisado. O modelo Mensal, por sua vez, apresentou menores índices de ciclagem de Finn e overhead, e uma maior taxa de PPT/RT se aproximando mais da realidade do reservatório da ESEC e dos reservatórios em ambientes semiáridos.

Os níveis tróficos estimados para as espécies de peixes encontradas no lago da ESEC foram semelhantes aos estimados por outros modelos para as mesmas espécies em outros reservatórios (Angelini e Agostinho, 2005; Angelini et al., 2013), inclusive da região semiárida (Bezerra et al., 2018; Moura, 2018). Além dos peixes, grupos de fitoplâncton e zooplâncton encontrados no reservatório estudado também aparecem comumente em outros reservatórios da região (Barbosa et al., 2012; Chellapa & Costa, 2003; Costa et al., 2016; Costa et al. 2018), mostrando assim que o lago da ESEC se assemelha à outros da área, e seu comportamento deve estar reproduzindo o comportamento dos demais, de modo que seu entendimento se mostra relevante para a gestão.

De modo geral, os resultados corroboram com os resultados do experimento de biomanipulação realizado no lago da ESEC (Moura et al., 2018) que, apesar da grande remoção de peixes, não apresentou melhorias satisfatórias na qualidade da água (Costa et al., 2016). Nossas simulações da retirada total de peixes, incluindo as consideradas espécies-chave, confirmam que os peixes estão exercendo pouco ou nenhum papel no controle do plâncton nesse sistema, demonstrando uma dinâmica de controle ascendente (bottom-up) no reservatório no período analisado.

Outros reservatórios em região semiárida apresentaram comportamento semelhante ao lago da ESEC, com espécies carnívoras como o *H. malabaricus* sendo consideradas espécie chave, mas com os detritos exercendo forte pressão de controle sobre a teia trófica (Moura, 2018). Entretanto, estudos mostram que, em ecossistemas tropicais, a importância dos predadores na teia trófica pode variar em determinadas épocas do ano em função do regime de chuvas (Angelini et al., 2013): em épocas de cheia, os predadores de topo exercem menos influência sobre os compartimentos devido a uma taxa de encontro com presas menor e há maior diversidade de alimentos disponíveis (Thomaz et al., 2015), levando a uma dinâmica de controle mais ascendente (bottom-up); enquanto que em períodos de estiagem, esses organismos mudam de estratégia alimentar, passando a exercer uma maior pressão em compartimentos específicos (Souza et al., 2017, Angelini et al. 2013), o que pode resultar em altas taxas de predação nesses ambientes, tornando os predadores espécies-chave, apresentando uma dinâmica top-down (Moura, 2018). Assim, apesar de o predador de topo (*H. malabaricus*) e as três espécies-chave (*H. malabaricus*, *A. bimaculatus* e *L. piau*) no lago artificial da ESEC serem peixes, o procedimento de calibração, feito em período de estiagem e, as simulações da retirada de peixes, mostrou que o lago é bottom-up, eutrófico e estava, durante as amostragens, enfrentando um período de seca extrema a época de coleta dos dados

(Costa et al., 2016). É interessante notar que este resultado mostra a fragilidade do cálculo de espécie-chave, que pode não estar refletindo o que realmente ocorre no ambiente.

Devido ao fato de modelos serem apenas representações simplificadas da realidade, entendemos a necessidade de discutir sua confiabilidade, devido às limitações causadas pelas simplificações. No nosso caso, entre os modelos elaborados, o que melhor se aplica à realidade do reservatório analisado, é o modelo Mensal, pois apresentou atributos ecossistêmicos mais condizentes com a realidade e não foram necessárias adaptações como a transformação de grupos fitoplanctônicos em consumidores. Entretanto, mesmo neste modelo, algumas limitações ocorreram, como por exemplo a calibração foi feita apenas com os compartimentos fitoplanctônicos, zooplanctônicos e de nutrientes, e não com biomassa de peixes. Além disso, como foi realizado um experimento de biomanipulação, com um grande esforço de pesca no reservatório, consideramos a captura das espécies retiradas como sendo a biomassa total dos compartimentos no reservatório para criação do modelo Ecopath, e as duas espécies não pescadas, tiveram suas biomassas estimadas pelo modelo. Para uma simulação mais precisa, o ideal seria ter medido a biomassa de todas as espécies de peixe no reservatório analisado.

No modelo Mensal, tanto a calibração quanto as simulações, foram realizadas desconsiderando-se o compartimento de cianobactérias, pois o EwE não encontrou um bom ajuste para os dados observados deste compartimento. Ainda sobre a calibração, em ambos os modelos, o procedimento de “Fit to time series” do EwE ajusta os dados do modelo aos dados observados, mas também altera a função forçante temporal inserida pelo usuário, de modo a encontrar o melhor ajuste para o modelo. Entendemos que o ideal, para uma maior fidedignidade da aplicação da função forçante, seria apenas o modelo ajustar-se aos dados, sem alterar a forçante inserida.

No modelo Mensal NP, além das transformações citadas anteriormente, que limitam em parte sua interpretação, os dados de PB para os compartimentos de nutrientes foram retirados da literatura a partir de medições realizadas em outros reservatórios da região (Moura, 2018), quando o ideal seria ter medido no campo as emissões de nitrogênio e fósforo do reservatório analisado.

Apesar de todas as limitações, entendemos como pertinentes as interpretações realizadas sobre as simulações e resultados dos modelos apresentados, especialmente o Modelo Mensal, uma vez que os dados inseridos de biomassa dos demais compartimentos foram medidos de forma cautelosa e confiável (Costa et al., 2016) e as calibrações realizadas mostraram um resultado satisfatório, com curvas condizentes com os dados observados. Por

último, mas não menos importante, pelo nosso conhecimento, é a primeira vez que um modelo Ecopath foi elaborado na unidade de tempo mensal. Desta forma, se esta abordagem for consolidada por futuras publicações, o modelo ganhará popularidade entre limnólogos que normalmente fazem trabalhos temporais de curto prazo (um ou dois anos de amostragem). Esta abordagem abriria uma nova perspectiva para a modelagem trófica do Ecopath que poderia ganhar novos módulos de crescimento de organismos planctônicos e de uso de nutrientes pela teia trófica, já que a abordagem realizada por nós (modelo Mensal NP) não foi muito satisfatória.

5. CONCLUSÃO

O lago artificial da ESEC é um ecossistema com alta produtividade primária, de baixa resiliência e com alta dependência por detritos.

As espécies-chave são predadores de topo mas parecem não influenciar muito a dinâmica do plâncton, mostrando uma dinâmica de controle ascendente (bottom-up) e corroborando com os resultados de estudos prévios recentes em ecossistemas tropicais.

Os três modelos Ecopath criados para o lago artificial da ESEC Seridó apresentaram similaridades, entretanto o que melhor representa o lago da ESEC é o modelo Mensal, que captura dinâmicas relacionadas à eutrofização do reservatório.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A. et al. Fish Assemblages in Neotropical Reservoirs: Colonization Patterns, Impacts and Management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26–36, 2016.

ALLEN. Relation between production and biomass. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 28, p. 1573–1581, 1971.

ALVARES, C. A.; J. L. STAPE, P. C.; SENTELHAS, J. L; M; GONÇALVES & G. Sparovek. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p.711–721, 2013.

ANGELINI, R.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: a tool do evaluate fishing and stability. **Neotropical Ichthyology**, Rio Grande do Sul, v. 4, p. 253-260, 2006.

ANGELINI, R.; AGOSTINO, A. A. Parameter estimates for fishes of the upper Paraná river floodplain and Itaipú reservoir (Brazil). **Naga, WorldFish Center Newsletter**, v. 28, n. 1-2, jan-jun. 2005.

ANGELINI, R. et al. Aquatic food webs of the oxbow lakes in the Pantanal: A new site for fisheries guaranteed by alternated control? **Ecological Modelling**, v. 253, p. 82–96, mar. 2013.

ANGELINI, R. et al. Ecosystem modeling as a framework to convert a multi-disciplinary research approach into a useful model for the Araçá Bay (Brazil). **OCEAN & COASTAL MANAGEMENT**, v. 164, p. 92-103, 2018.

ANGELINI, R. Introdução ao modelo Ecopath: descrição dos parâmetros de entrada e principais atributos ecossistêmicos. In: ANGELINI, R.; ARAÚJO, J.N.; FALCÃO, A.P.C. (Orgs.). **Modelagem Ecossistêmica para integração e manejo na Bacia de Campos (Atlântico sudoeste)**. Rio de Janeiro: Elsevier. Habitats, v. 8. p. 9-23, 2017.

ANGELINI, R.; TUBINO, R.A. Parametrização dos dados para construção de modelos de teia trófica. In: AMARAL, Antônia Cecília Z.; TURRA, Alexander; CIOTTI, Aurea Maria; WONGTSCHOWSKI, Carmen; SCHAEFFER-NOVELLI, Yara (Orgs.). **Métodos de Estudo em Ecossistemas Costeiros: Biodiversidade e Funcionamento**. 1ed. Campinas: Unicamp, v. 1, p. 211-222, 2018.

ARAÚJO, J.N. Simulação da exploração de recursos naturais do ecossistema da Bacia de Campos (RJ) utilizando um modelo Ecopath with Ecosim. In: ANGELINI, R., Araújo, J.N., FALCÃO, A.P.C. (Orgs.). **Modelagem Ecossistêmica para integração e manejo na Bacia de Campos (Atlântico sudoeste)**. Rio de Janeiro: Elsevier. Habitats, v. 8. p. 189-203, 2017.

ARAÚJO, J.N., Bundy, A. Effects of environmental change, fisheries and trophodynamics on the ecosystem of the western scotian shelf, Canada. **Marine Ecology Progress series**, v. 464, p. 51-67, 2012.

BARBOSA, J. E. L. et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2012, v. 24, n. 1, p. 103-118.

BEZERRA, L. A. V. et al. Food web changes associated with drought and invasive species in a tropical semiarid reservoir. **Hydrobiologia**, v. 817, p. 475–489, 2018.

BEZERRA, L. A. V. **Influência da variação temporal no controle das teias tróficas em reservatório que abastece o complexo portuário do Pecém**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto De Ciências Do Mar – Labomar. Universidade Federal Do Ceará, Fortaleza, 2015.

BORNATOWSKI, H. et al. Ecological role and historical trends of large pelagic predators in a subtropical marine ecosystem of the South Atlantic. **REVIEWS IN FISH BIOLOGY AND FISHERIES**, v. 28, p. 241-259, 2017.

CACHO, J. C. S. **O cultivo de Tilápia do Nilo (*Oreochromis Niloticus*) em tanques rede em reservatório do semiárido brasileiro é sustentável economicamente, socialmente e**

ambientalmente? 2017. 92f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2017

CASSINI, P. S. Aplicação Do Modelo EPA-Aquatox à Baía de Vitória (Vitória / ES). UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, V. 24. p. S3–S10. 2003.

CHEN, Y.; Zhiguang N.; ZHANG, H. Eutrophication Assessment and Management Methodology of Multiple Pollution Sources of a Landscape Lake in North China. **Environ Sci Pollut Res**, v. 20, p. 3877–3889, 2013.

CHRISTENSEN, V. Ecosystem maturity - towards quantification. **Ecological Modelling**, v. 77, p. 3–32, 1995.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Ecopath II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. **Ecological Modelling**, v. 61, n. 3–4, p. 169–185, 1992.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. **Ecological Modelling**, v. 172, n. 2–4, p. 109–139, mar. 2004.

CHRISTENSEN, V., WALTERS, C.J., PAULY, D. Ecopath with Ecosim: A user's guide. **Fisheries Centre**, University of British Columbia, Vancouver. 2005

CLOUZOT, L; VANROLLEGHEM, A. Endocrine Disruption : From a Whole-Lake Experiment to a Calibrated Ecosystem Model. **Environmental Modelling and Software**, v. 115, p. 6-18, may. 2019.

COLLÉTER, M. et al. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. **Ecological Modelling**, v. 302, p. 42–53, abr. 2015.

COSTA, I.A.S. et al. Dinâmica de Cianobactérias Em Reservatórios Eutróficos Do Semi-Árido Do Rio Grande Do Norte. **Oecologia Australis**, v.13, p. 382-401, jun. 2009.

COSTA, M. R. A. da. **O impacto da remoção de peixes sobre a dinâmica e estrutura dos grupos funcionais fitoplanctônicos em um lago raso tropical durante uma seca severa.** 2014. 50f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

COSTA, M. R. A. da.; ATTAYDE, J. L., BECKER, V. Effects of Water Level Reduction on the Dynamics of Phytoplankton Functional Groups in Tropical Semi-Arid Shallow Lakes. **Hydrobiologia**, v. 778, n.1, p. 75–89. 2016.

COSTA, M.R.A., MENEZES, R.F., SARMENTO, H. et al. Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 831, 43–54, 2019.

DINIZ, M. T. M.; PEREIRA, V. H. C. Climatologia Do Estado Do Rio Grande Do Norte, Brasil: Sistemas Atmosféricos Atuentes e Mapeamento de Tipos de Clima. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 35, p. 488–506. 2015

Empresa de Pesquisa Agropecuária. Climatologia - Rio Grande do Norte, **Precipitação Médias Municipais**. Disponível em: <http://189.124.130.5:8181/climaRN/medias_historicas_municipios_RN.htm>. Acesso em: 21 de abril de 2019.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FIGUEIREDO, A. do V.; BECKER, V. Influence of Extreme Hydrological Events in the Quality of Water Reservoirs in the Semi-Arid Tropical Region. **RBRH**, v. 23, p. 1–8. 2018

De PAULA FILHO, F. J. ; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. de. Natural and Anthropogenic Emissions of N and P to the Parnaíba River Delta in NE Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.166, p. 34–44. 2015.

FINN, J. T. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. **Journal of theoretical Biology**, v. 56, n. 2, p. 363–380, 1976.

HEYMANS, J.J., et al. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. **Ecological Modelling**, v. 7761; No. of Pages 12, 2016.

IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2004. **Plano de Manejo da Estação Ecológica do Seridó**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomasbrasileiros/caatinga/unidade-s-de-conservacao-caatinga/2118-esec-do-serido>>. Acesso em: 20 de novembro de 2018.

JEPPESSEN, E. et al. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 201–227, maio 2015.

JIA, P. et al. Modeling trophic structure and energy flows in a typical macrophyte dominated shallow lake using the mass balanced model. **Ecological Modelling**, v. 233, p. 26–30, maio 2012.

KOELMANS, A.A; Van der Heijde, A.; Knijff, L.M.; Aalderink, R.H. Integrated Modelling of Eutrophication and Organic Contaminant Fate & Effects in Aquatic Ecosystems. A Review. **Water Research**, v. 35, n. 15, p. 3517–36, jan. 2019.

LACERDA, L. D; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V; SILVA, DA SILVA, F. A. T. F. Limnology of the Largest Multi-Use Artificial Reservoir in NE Brazil : The Castanhão Reservoir, Ceará State. *An. Acad. Bras. Ciênc.* v. 90, p. 2073–96. 2018.

LIBRALATO, S.; SOLIDORO, C. Bridging biogeochemical and food web models for an End-to-End representation of marine ecosystem dynamics: The Venice lagoon case study. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 21, p. 2960–2971, nov. 2009.

LIMA, A. L.; DORIA, C. R. C.; CARVALHO, A. R. Fisheries and trophic structure of a large tropical river under impoundment. **ECOLOGICAL INDICATORS**, v. 113, p. 106-162, 2020

LINDEMAN, R. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, v. 23, p. 399–418, 1942.

LINK, J.S. Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of prebalance diagnostics: a plea for PREBAL. **Ecol. Model**, v. 221, p. 1580–1591. 2010.

LI, Y. et al. Changes in the trophic interactions and the community structure of Lake Taihu (China) ecosystem from the 1960s to 1990s. **Aquatic Ecology**, v. 44, n. 2, p. 337–348, jun. 2010.

MENDONÇA JÚNIOR, J. R. de; AMADO, A. M.; VIDAL, L. de O.; MATTOS, A.; BECKER, V. Extreme Droughts Drive Tropical Semi-Arid Eutrophic Reservoirs towards CO₂ Sub-Saturation. **Acta Limnol. Bras.** [online], v. 30. 2018

MOURA, R. S. T. de. **Modelagem da estrutura e funcionamento de reservatórios submetidos a atividades de aquicultura no semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil**. 2018. Tese (Doutorado em Ciência Animal) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2018.

MOURA, C. de C. F. L.; OLIVEIRA, J. F.; NOVAES, J. L. C.; COSTA, R. S. da; ARAÚJO, D. D. A. de; PERETTI, D. The impact of a biomanipulation experiment on the ichthyofauna diet from a neotropical reservoir in Brazilian semiarid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

MOURA, R. S. T.; VALENTI, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 574–582, jul. 2016.

NAVARRO, C. D. **Efeitos da aplicação de cloreto de polialumínio (PAC) e da remoção de peixes bentívoros sobre as assembléias de macroinvertebrados bentônicos de um lago raso eutrofizado**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2019.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, n. 3877, p. 262-270, 1969.

PHILIPPSEN, J. S.; MINTE-VERA, C. V; COLL, M. Assessing Fishing Impacts in a Tropical Reservoir through an Ecosystem Modeling Approach. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 2018.

PALOMARES, M. L. D.; PAULY, D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. **Marine and Freshwater Research**, v. 49, n. 5, p. 447-453, 1998.

ROCHA JÚNIOR, C. A. N. da. **Efeitos da variação de volume e disponibilidade de luz a sobre a dinâmica temporal da biomassa fitoplancônica em um reservatório tropical**

semiárido. 2018. 32f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2018.

ROCHA JÚNIOR, C. A. N. da et al. Water Volume Reduction Increases Eutrophication Risk in Tropical Semi-Arid Reservoirs. **Acta Limnol. Bras.**, v. 30, 2018.

RUHÍ, A. et al. Bioaccumulation and Trophic Magnification of Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors in a Mediterranean River Food Web. **Science of the Total Environment**, v. 540, p. 250–59, 2016.

SLOCOMBE, D. S. Implementing Ecosystem-based Management: Development of theory, practice, and research for planning and managing a region. **BioScience**, v.43, p. 612–622, 1993.

SOURISSEAU, S.; BASSÈRES, A.; PÉRIÉ, F.; CAQUET, T. Calibration, Validation and Sensitivity Analysis of an Ecosystem Model Applied to Artificial Streams. **Science Direct**, v. 42, p. 1167–81. 2008.

SOUZA, A. E. F. et al. Effects of a Supraseasonal Drought on the Ecological Attributes of *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Pisces, Sciaenidae) in a Brazilian Reservoir. **The Scientific World Journal**, v. 2017, p. 1–9, 2017.

THOMAZ, S. M. et al. Aquatic invasive species: general trends in the literature and introduction to the special issue. **Hydrobiologia**, v. 746, n. 1, p. 1–12, mar. 2015.

ULANOWICZ, R. E. **Growth and Development: Ecosystem Phenomonology**. New York: Springer-Verlag, 1986.

ULANOWICZ, R. E. Ecosystem trophic foundations: lindeman exonerata. In: PATTEN, B. C.; JORGENSEN, S. E. (Eds.). **Complex Ecology: The Part-Whole Relation in Ecosystems**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1995. p. 549–560, 1995.

ULANOWICZ, R. E.; PUCCIA, C. J. Mixed trophic impacts in ecosystems. **Coenoses**, v. 5, n. 1, p. 7–16, 1990.

VASCONCELLOS, M. et al. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. **Ecological modelling**, v. 100, n. 1, p. 125–134, 1997.

MATERIAL SUPLEMENTAR

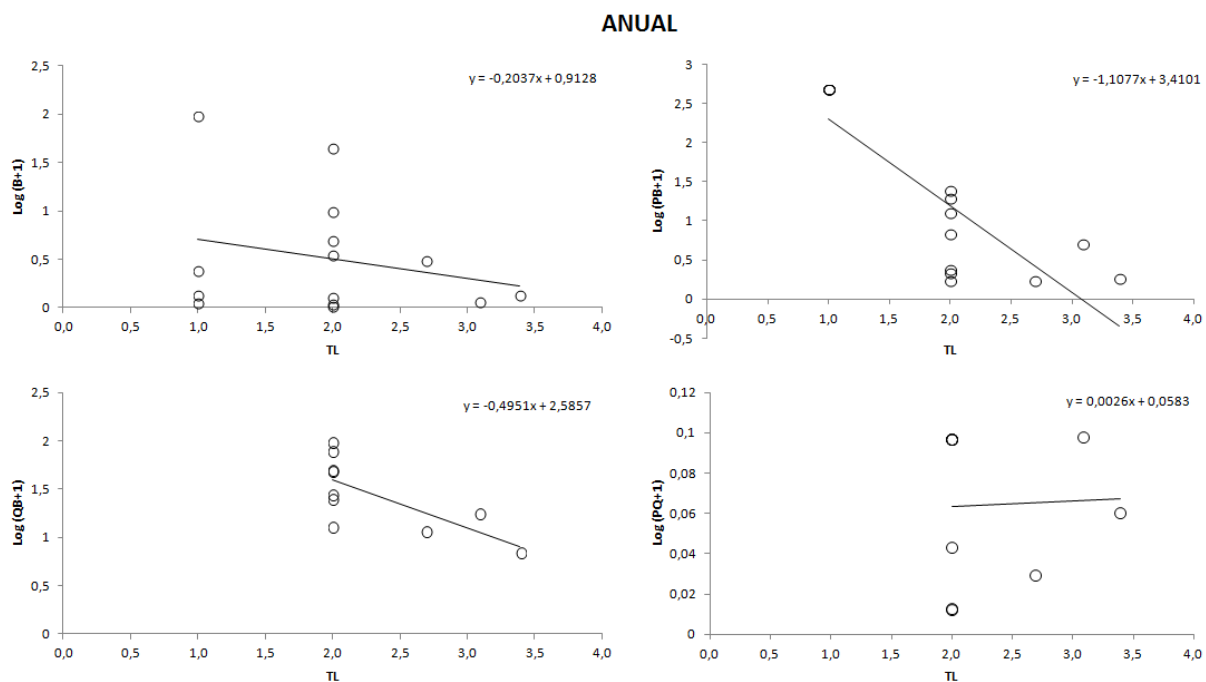


Figura SM1: Diagnósticos PREBAL para o modelo Anual. TL: Nível Trófico; B: Biomassa; QB: Consumo/Biomassa; PB: Produção/Biomassa; PQ: Produção/Consumo.

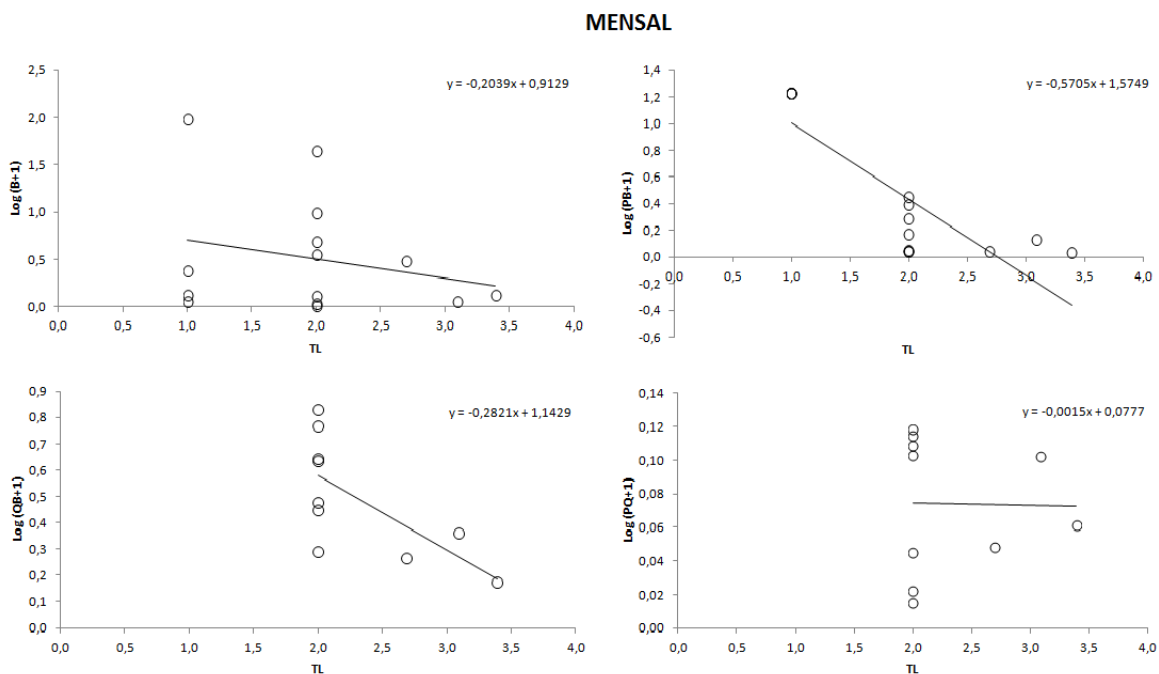


Figura SM2: Diagnósticos PREBAL para o modelo Mensal. TL: Nível Trófico; B: Biomassa; QB: Consumo/Biomassa; PB: Produção/Biomassa; PQ: Produção/Consumo.

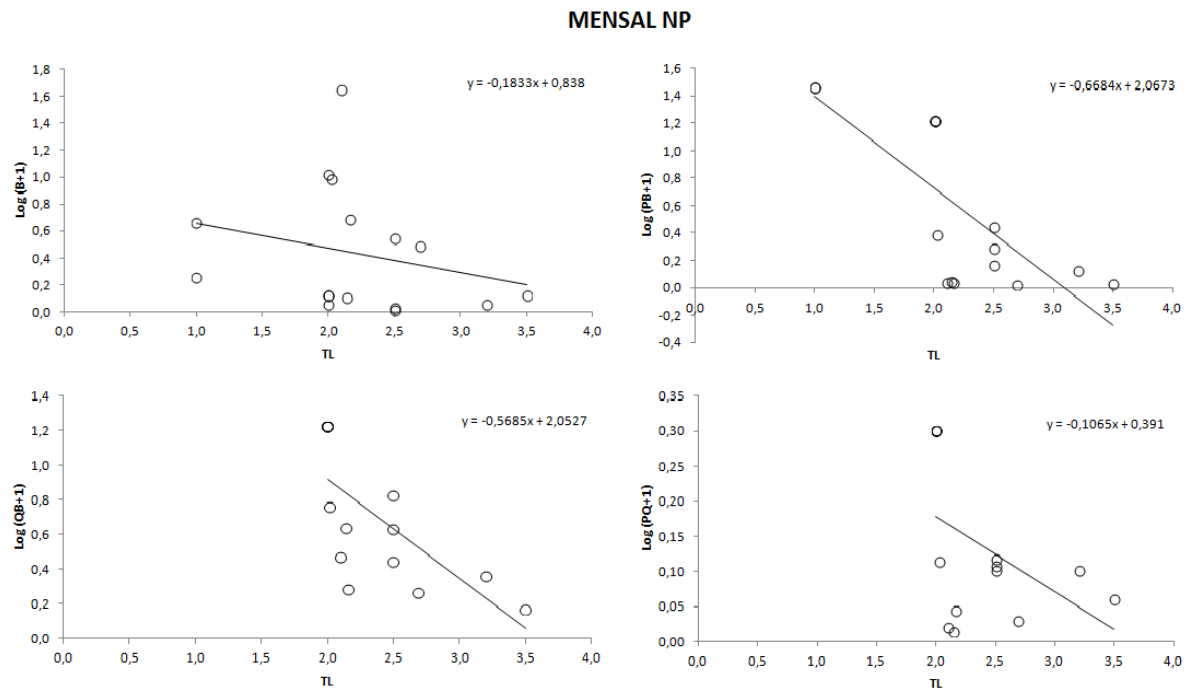


Figura SM3: Diagnósticos PREBAL para o modelo Mensal NP. TL: Nível Trófico; B: Biomassa; QB: Consumo/Biomassa; PB: Produção/Biomassa; PQ: Produção/Consumo.

Tabela SM1: Matriz de vulnerabilidade do modelo Mensal.

Prey \ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1 Astyanax bimaculatus	2	2								
2 Hoplias malabaricus		2								
3 Leporinus piau	2	2								
4 Prochilodus brevis		2								
5 Hypostomus paparie		1,19								
6 Oreochromis niloticus	2	2								
7 Benthos	2		2							
8 Rotifer	25,52		95,71							
9 Copedod	2		2							
10 Cladoceran	102,01		3,77							
11 Baccilariophyceae				1,00	1,44	1,62		31,77		2,98
12 Plagued algae				1,01	2	1,61	2	51,03	155,72	2
13 Chlorophyceae				1,00	1,19	1,12		56,80	10000000000	6,89
14 Cyanobacteria				2,89	2	1,99	2	2	1,05	2
15 Detritus			2	339,20	3,39	16,03	2,23	1832,28	1	1,23

Tabela SM2: Matriz de vulnerabilidade do modelo Mensal NP.

Prey \ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1 Astyanax bimaculatus	2	2												
2 Hoplias malabaricus		2												
3 Leporinus piau	2	2												
4 Prochilodus brevis		2												
5 Hypostomus paparie		2												
6 Oreochromis niloticus	2	2												
7 Benthos	2		2											
8 Rotifer	2		2											
9 Copedod	2		2											
10 Cladoceran	2		2											
11 Baccilariophyceae				1	2	2		1,02		1,18				
12 Plagued algae				2	2	2	1,03	1,12	3,90	7,55				
13 Chlorophyceae				1,02	2	2		1,09	1,00	3,78				
14 Cyanobacteria				2	2	2	2	1,12	2	1,19				
15 NID											1,06	1	1,88	2,06
16 SRP											11,77	2	129530	1043749000
17 Detritus			2	1,20	2	28270	2536	1,04	3,05	1,18	13,72	1,01	1,65	40267,20