



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA**

CARLOS ALBERTO NASCIMENTO DA ROCHA JUNIOR

**EFEITOS DA VARIAÇÃO DE VOLUME E DISPONIBILIDADE DE LUZ
SOBRE A DINÂMICA TEMPORAL DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA EM
UM RESERVATÓRIO TROPICAL SEMIÁRIDO**

**Natal - RN
2018**

CARLOS ALBERTO NASCIMENTO DA ROCHA JUNIOR

**EFEITOS DA VARIAÇÃO DE VOLUME E DISPONIBILIDADE DE LUZ
SOBRE A DINÂMICA TEMPORAL DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA EM
UM RESERVATÓRIO TROPICAL SEMIÁRIDO**

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

Orientação: José Luiz de Attayde
Co-orientação: Joana D'arc Freire de Medeiros

**Natal - RN
2018**

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

Rocha Junior, Carlos Alberto Nascimento da.

Efeitos da variação de volume e disponibilidade de luz a sobre a dinâmica temporal da biomassa fitoplanctônica em um reservatório tropical semiárido / Carlos Alberto Nascimento da Rocha Junior. - 2018.

32 f.: il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária. Natal, RN, 2018.

Orientador: Prof. Dr. José Luiz de Attayde.

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a D'arc Freire de Medeiros.

1. Eutrofização - Dissertação. 2. Modelos - Dissertação. 3. Estresse hídrico - Dissertação. 4. Disponibilidade de luz - Dissertação. I. Attayde, José Luiz de. II. Medeiros, Joana D'arc Freire de. III. Título

CARLOS ALBERTO NASCIMENTO DA ROCHA JUNIOR

**EFEITOS DA VARIAÇÃO DE VOLUME E DISPONIBILIDADE DE LUZ
SOBRE A DINÂMICA TEMPORAL DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA EM
UM RESERVATÓRIO TROPICAL SEMIÁRIDO**

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

BANCA EXAMINADORA



Dr. José Luiz de Attayde – Orientador



Dra. Joana D'arc Freire de Medeiros – Co-orientadora



Dra. Vanessa Becker – Examinador UFRN



Dr. Carlos Ruberto Fragoso Júnior – Examinador-Externo UFAL

Natal, 25 de junho de 2018

*Á minha mãe, por ter me ensinado a confiar em mim mesmo e a nunca desistir de
buscar os meus sonhos diante das dificuldades e desafios.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por todas as graças alcançadas e pela força vinda de diversas formas para que eu caminhe firme e cheio de esperança em minha jornada.

Agradeço a meu orientador, Professor Dr. José Luiz de Attayde. Obrigado por ter me presenteado com essa pesquisa tão linda e por ser uma grande inspiração como pesquisador. Obrigado também por todas as orientações, estímulos e paciência durante todo esse processo.

À minha querida coorientadora, Professora Dra. Joana D'arc Freire de Medeiros. Faltam-me palavras para descrever a gratidão que tenho por trabalhar junto a você. Obrigado pela extrema paciência em me ajudar o mais rápido possível sempre quando precisei. Obrigado também por ser uma orientadora, uma mãe e uma amiga durante todo esse processo. Você é um exemplo a ser seguido e fico muito feliz que você tenha largado a SEMARH para ser professora na UFRN. Seu lugar é aqui!

À Professora Dra. Vanessa Becker que desde a minha graduação sempre foi uma das minhas maiores inspirações e incentivadoras a seguir a carreira acadêmica. Quero que saiba que sempre poderá contar comigo e sou muito grato por todas as oportunidades me dadas por você.

À minha tão amada mãe, pelo imenso amor e pelos sacrifícios para que eu tivesse uma educação de qualidade. Obrigado por me ensinar os valores da moral e da honestidade e por ser uma inspiração diária pra mim. Agradeço também por tentar me dar todas as oportunidades que a senhora não teve e por acreditar em mim até quando eu mesmo não acreditava. Agradeço também a meus irmãos por todo o apoio, carinho e cuidado que irmãos mais velhos precisam ter com seu irmão caçula. Agradeço também a meu pai pela educação, carinho e incentivo aos estudos.

Ao meu namorado, Jourdann Lopes, por todo o amor e paciência, principalmente no último período da fase do mestrado. Obrigado por sempre me incentivar a dar o meu máximo e por confiar que eu posso conseguir tudo aquilo que desejo. Você sempre soube do meu sonho em ser mestre (e um dia de ser professor) e não poderia ter pessoa melhor ao meu lado me ajudando a trilhar esse caminho. Te amo.

À minha segunda família: ao ELISA e aos amigos do mestrado. Obrigado por todo o apoio, incentivo, estudo coletivo e por tornarem as dificuldades acadêmicas mais leves de carregar.

Aos meus melhores amigos da vida por nunca deixarem me sentir sozinho e por se tornarem minha rota de fuga dos problemas. Cada palavra, risada, abraço e comemoração com vocês foram essenciais para o meu fortalecimento. Obrigado a todos. Não poderia ter amigos melhores!

Á Pedro, secretário do PPgES, por sempre me socorrer e por atender aos meus pedidos de última hora!

Agradeço a CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

Agradeço também a FINEP-CNPQ pelo financiamento do projeto MEVEMUC.

Ao professor Dr. Arthur Mattos, *in memorian*, pai do projeto MEVEMUC.

Aos professores Cícero Onofre e Guttemberg Martins, *in memorian*, que partiram desse mundo de uma maneira precoce, mas deixaram uma semente deles em cada um de seus alunos.

E aos meus demais amigos e familiares que direta ou indiretamente contribuíram pra realização desse trabalho. Obrigado por serem tão especiais.

A todos o meu muito obrigado.

RESUMO

A eutrofização é um processo de enriquecimento de ecossistemas aquáticos por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, e tem como principal consequência o crescimento excessivo de algas. A variação na biomassa de algas decorrente do processo de eutrofização é dependente principalmente da disponibilidade de recursos na água, como luz e nutrientes, e estes podem ser influenciados pela flutuação no volume de água. Neste sentido, é de fundamental importância compreender os principais fatores que influenciam a comunidade fitoplanctônica, de forma a prever a dinâmica de sua biomassa para o aperfeiçoamento do gerenciamento dos ecossistemas lacustres. A maioria dos modelos que tentam explicar a variação da biomassa fitoplanctônica foram desenvolvidos para ambientes temperados e com alta disponibilidade hídrica, sendo ainda escassos os estudos voltados para ambientes tropicais e com baixa disponibilidade hídrica. Dessa forma, objetivo desta pesquisa foi explicar e prever, por meio de um modelo matemático conceitual, a dinâmica da biomassa algal em um reservatório do semiárido tropical, assumindo que a disponibilidade de luz e a variação do volume são os principais fatores que influenciam o crescimento da biomassa fitoplanctônica. O modelo proposto relacionou os efeitos da redução do volume de água armazenado no reservatório e da disponibilidade de luz sobre o crescimento do fitoplâncton, admitindo uma predominância da espécie de cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* na comunidade fitoplantônica. Os resultados mostraram que a simulação tendeu a acompanhar o comportamento dos dados observados durante o monitoramento mensal realizado no reservatório entre os anos de 2010 e 2014, havendo um aumento das concentrações de clorofila-*a* (CHLA) na medida em que o volume armazenado diminuiu. Além disso, a ocorrência de pico na taxa de atenuação da luz é precedida de uma queda acentuada na CHLA simulada. Este estudo evidencia que a disponibilidade de luz ao longo da coluna d'água e os eventos hidrológicos afetam o crescimento algal, mostrando assim indícios de que esses são os seus principais limitantes, ao menos durante períodos de seca extrema como o período analisado nesse estudo.

Palavras-chave: eutrofização; modelos; estresse hídrico; disponibilidade de luz.

ABSTRACT

Eutrophication is a process of enrichment of aquatic ecosystems by nutrients, mainly nitrogen and phosphorus, and has as main consequence the excessive growth of algae. The variation in algal biomass due to the eutrophication process is mainly dependent on the availability of water resources, such as light and nutrients, and these can be influenced by the fluctuation in water volume. In this sense, it is of fundamental importance to understand the main factors that influence the phytoplankton community, in order to predict the dynamics of their biomass for the improvement of the management of lacustrine ecosystems. Most of models that try to explain the variation of the phytoplankton biomass were developed for temperate environments and with high water availability and the studies are focused on tropical environments with low water availability. Thus, the objective of this research is to explain and predict, through a conceptual mathematical model, the dynamics of algal biomass in a tropical semiarid reservoir, assuming that light availability and volume variation are the main factors limiting the growth of phytoplanktonic biomass. The proposed model related the effects of the reduction of the volume of water stored in the reservoir and the availability of light on phytoplankton growth, admitting a predominance of the cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* species in the phytoplankton community. The results showed that the simulation tended to follow the behavior of the data observed during the monthly monitoring performed in the reservoir between the years 2010 and 2014, with an increase in chlorophyll a concentrations (CHLA) as the stored volume decreases. In addition, the peak occurrence in the light attenuation rate is derived from a sharp fall in simulated CHLA. This study shows that light availability along the water column and hydrological events affect algal growth, thus showing evidence that these are its main limiting factors, at least during periods of extreme drought such as the period analyzed in this study.

Key words: eutrophication; models; hydric stress; light availability.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. MATERIAIS E MÉTODOS	13
2.1. Área de estudo	13
2.2. Pressupostos e descrição do modelo	15
2.3. Obtenção dos dados	19
2.4. Análise de desempenho	21
3. RESULTADOS	21
4. DISCUSSÃO.....	26
5. CONCLUSÕES.....	29
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29

1. INTRODUÇÃO

A eutrofização é um processo de enriquecimento de ecossistemas aquáticos por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, e tem como principal consequência o crescimento excessivo de algas (Dodson *et al.* 2000; Paerl *et al.*, 2016). Ambientes eutróficos são susceptíveis de ocorrência de florações de cianobactérias. Algumas espécies de cianobactérias são potencialmente produtoras de toxinas e podem afetar diretamente na saúde humana e animal, além de interferir nos usos múltiplos dos reservatórios (Bouvy *et al.* 1999, Buford *et al.*, 2016). Neste sentido, é de fundamental importância compreender os principais fatores que influenciam a dinâmica do crescimento da comunidade fitoplanctônica, de forma a prever o seu comportamento para o aperfeiçoamento do gerenciamento dos ecossistemas lacustres.

Nestes ecossistemas a biomassa algal, geralmente expressa em termos de concentração do principal pigmento fotossintético (clorofila-*a*), é limitada pela disponibilidade de nutrientes (Vanni & Temte, 1990; Elser *et al.*, 1995; Hlaili *et al.*, 2006) e luz (Huisman & Weising, 1999; Diehl, 2012, Bonilla *et al.*, 2016). Em ambientes oligotróficos e mesotróficos, os nutrientes tendem a ser o elemento limitante à produção primária (Downing & McCauley, 1992), enquanto que em lagos eutróficos e hipereutróficos com excesso de fósforo, a disponibilidade de luz tende a ser o fator mais limitante à produção primária, favorecendo a dominância da comunidade fitoplânctônica por cianobactérias capazes de sobreviver em condições de baixa luminosidade e baixa abundância relativa de nitrogênio em relação ao fósforo (Smith, 1983).

Os nutrientes, em ambientes bem misturados, estão igualmente disponíveis ao fitoplâncton ao longo de toda a coluna d'água, no entanto, a luz tende a ser atenuada com o aumento da profundidade. A atenuação da luz nos ambientes aquáticos ocorre devido a componentes abióticos (e.g. substâncias húmicas, partículas de argila em suspensão e moléculas de água) e bióticos (e.g. concentração dos produtores primários planctônicos) (Diehl, 2002). Assim, mudanças na densidade fitoplanctônica afetam diretamente a disponibilidade de luz através do adensamento da biomassa algal que diminui a entrada de luz na água (Diehl, 2002).

Eventos hidrológicos podem afetar diretamente a variação da biomassa algal de reservatórios. Em épocas de cheia, o aumento do volume pode diluir a quantidade de nutrientes existentes (Mooji *et al.*, 2009; Moss *et al.*, 2011) e aumentar a

disponibilidade de luz na coluna d'água (Huisman & Weising, 1999; Diehl, 2012, Bonilla *et al.*, 2016), podendo aumentar a competição entre as algas por nutrientes (Wacker *et al.*, 2015) e conseqüentemente tendendo a diminuir a taxa de crescimento. Além disso, o volume utilizado pelas diversas demandas e o volume extravasado pelo vertedouro carregam consigo parcela da biomassa algal. Em épocas de seca, a disponibilidade de luz pode ser também afetada pela redução do volume dos reservatórios. Estudos apontam que a redução do volume a partir de determinado nível crítico pode aumentar a turbidez de origem inorgânica, devido à ressuspensão do sedimento para a coluna d'água (Jeppesen *et al.*, 2015; Medeiros *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2016). O aumento da turbidez da água reduz a disponibilidade de luz podendo levar ao colapso da biomassa algal.

Fatores bióticos também podem influenciar o crescimento da biomassa algal, como a herbivoria, a liberação de substância alelopáticas por macrófitas submersas, a senescência e a sedimentação. Estudos apontam que diversos lagos em ambientes temperados são dominados por macrófitas aquáticas (Mozdzer *et al.*, 2010; Gentes *et al.*, 2013) e outros estudos relatam a predominância de espécies de zooplâncton de grande tamanho corporal que exercem forte pressão sobre a biomassa algal (Mehner *et al.*, 2002; Søndegard *et al.*, 2008). Em ambientes tropicais, o zooplâncton tende a ser dominado por organismos de pequeno tamanho corporal com uma baixa pressão de pastagem sobre o fitoplâncton (Bouvy *et al.*, 2001; Souza *et al.*, 2008; Soares *et al.*, 2009; Rangel *et al.*, 2016) e o ambiente, muitas vezes já dominado por comunidades de cianobactérias (Bouvy *et al.*, 1999; Medeiros *et al.*, 2015; Brasil *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2016), inibem o crescimento de macrófitas submersas, seja pela competição por recursos ou pelo sombreamento do ambiente (Lombardo *et al.*, 2013; Svanys *et al.*, 2014).

No semiárido brasileiro, a deterioração da qualidade da água causada pelas florações de cianobactérias vem interferindo negativamente nos usos múltiplos dos reservatórios (Bouvy *et al.*, 1999; Medeiros *et al.*, 2015; Brasil *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2016; Jeppesen *et al.*, 2016). Além disso, a ocorrência de eventos de seca prolongada nessa região é um dos fatores da diminuição da quantidade e qualidade da água, bem como o favorecimento de florações de cianobactérias geralmente dominadas pela espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (Braga *et al.*, 2015; Medeiros *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2016). Assim, para que a gestão seja efetiva, se faz necessário o desenvolvimento de

modelos hidrológicos integrados a modelos ecológicos capazes de simular tanto a quantidade quanto qualidade da água disponível (Zhang *et al.*, 2016).

A maioria dos modelos voltados a simular os fatores que limitam a biomassa fitoplanctônica tem sido propostos para ambientes de regiões climáticas temperadas e úmidas. Alguns modelos, como o de Huisman & Weissing (1994) e Diehl (2002), tem sido propostos de forma a entender a dinâmica do fitoplâncton em relação à concentração de nutrientes e luz. Estes modelos se baseiam em ambientes onde os lagos estão sempre com água em abundância e com vazões de entrada de água durante quase todo o ano, ou seja, não há variação expressiva de volume de água. No entanto, esses modelos não podem ser aplicados para lagos e reservatórios que sofrem sazonalmente e anualmente profundas variações de volume como os reservatórios da região semi-árida do nordeste brasileiro.

Assim, o objetivo desta pesquisa é desenvolver um modelo ecológico capaz de explicar e prever a dinâmica da biomassa algal em um reservatório do semiárido tropical, assumindo que a disponibilidade de luz e a variação do volume são os principais fatores que limitam o crescimento da biomassa fitoplanctônica.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Para este estudo foi selecionado o reservatório Gargalheiras (Tabela 1), localizado na região do Seridó, no estado do Rio Grande do Norte, pertencente à bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu (Figura 1). O reservatório é considerado raso, sem estratificação térmica (Bezerra *et al.*, 2014; Mesquita & Attayde, 2014) por longos períodos de tempo e seus principais usos são o abastecimento humano e a dessedentação animal.

O clima da região é considerado semiárido e tropical (BS'h', Alvarez *et al.*, 2014) com precipitação média anual na faixa dos 400mm (ANA, 2010). A bacia hidrográfica do reservatório Gargalheiras está totalmente assentada sobre o embasamento cristalino, com solos rasos (EMPRAPA, 2012). Estas características ambientais fazem com que, assim como a maioria dos rios do semiárido nordestino, os afluentes do reservatório são intermitentes em condições naturais, quase não havendo contribuição para o reservatório nos períodos de estiagem (ANA, 2010). Isto faz com que o reservatório

apresente uma elevada flutuação no volume de água armazenado (Bezerra *et al.*, 2014; Mesquita & Attayde, 2014).

O reservatório Gargalheiras, assim como a maioria dos reservatórios do semiárido brasileiro, se encontra em estado eutrófico durante quase todo o ano (Bouvy *et al.*, 1999; Jeppensen *et al.*, 2015; Brasil *et al.*, 2016) e a turbidez encontrada é predominantemente de origem orgânica (Bezerra *et al.*, 2014; Mesquita & Attayde, 2014).

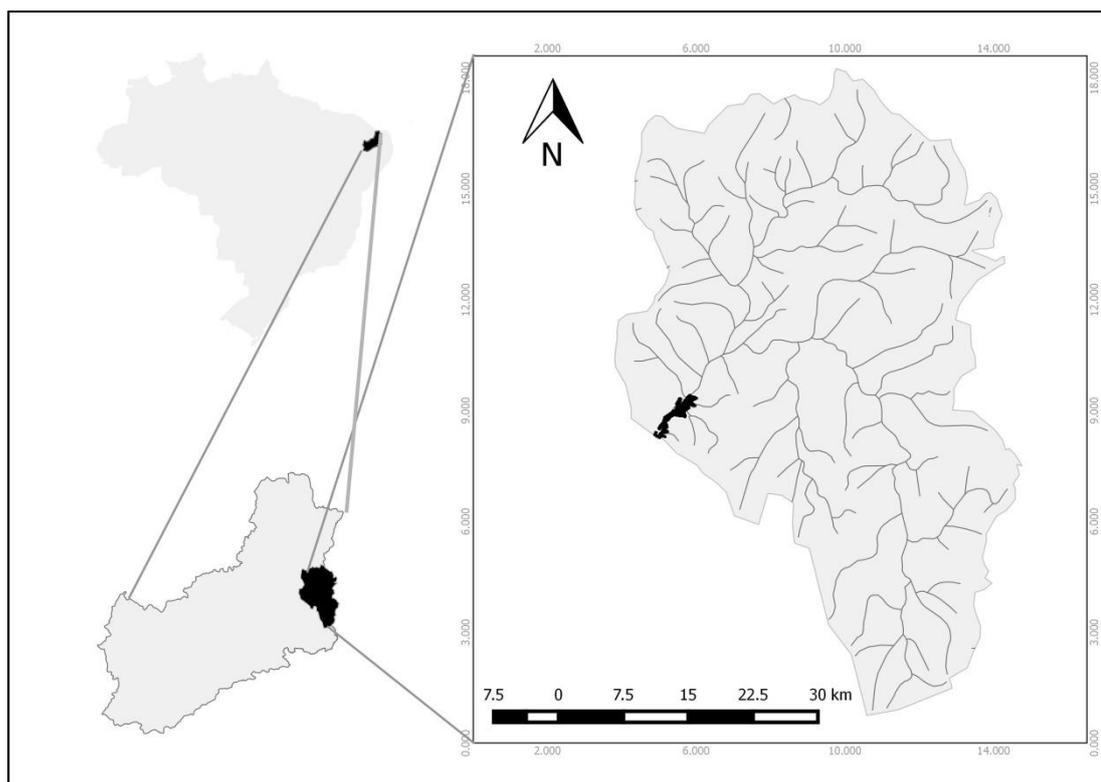


Figura 1 Localização dos reservatórios estudados no semiárido na bacia do Rio Piranhas-Açu. As linhas representam a drenagem das sub-bacias.

Tabela 1 Dado gerais do reservatório estudado (SEMARH, 2009).

Reservatório	Gargalheiras
Coordenadas geográficas	06°25'30"S / 36°36'09"W
Ano de construção	1959
Rio barrado	Acauã
Cidades abastecidas (RN)	Acari e Currais Novos
Área da bacia hidráulica (ha)	805,67
Capacidade máxima de acumulação (m3)	44,4 milhões
Profundidade máxima (m)	26,5
Profundidade média (m)	5,5

2.2. Pressupostos e descrição do modelo

O modelo proposto nesta pesquisa se baseou no modelo de Diehl (2002), que descreve o crescimento fitoplanctônico limitado por luz e um único nutriente em uma coluna d'água totalmente misturada. O modelo de Diehl assume que a profundidade de mistura e o volume do lago são constantes e que o suprimento de nutrientes ocorre via interna (remineralização do sedimento) ou externa ao lago (escoamento superficial, por exemplo). No presente trabalho, utilizou-se uma versão modificada do modelo de Diehl (2002) no qual foram inseridos os efeitos da variação do volume de água armazenado no reservatório e considerou-se como o único fator limitante ao crescimento da biomassa fitoplanctônica a disponibilidade de luz. O modelo segue um fluxo de etapas encadeadas, assim como descrito na Figura 2.

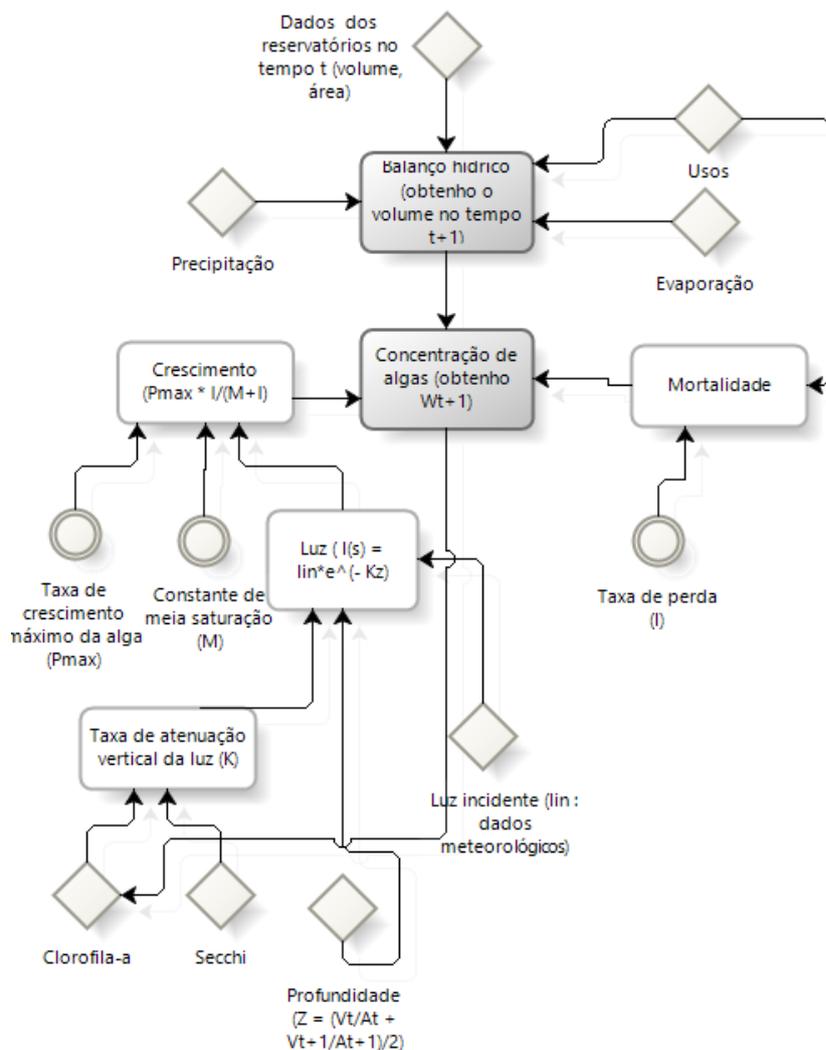


Figura 2 Fluxograma do modelo proposto. Os retângulos escuros representam processos primários e os claros representam processos secundários. Os círculos representam valores de parâmetros fixos e os losangos representam dados de entrada variáveis.

O modelo abrange simulações quali-quantitativas para o reservatório e a variação do tempo (Δt) foi realizada no período de dias, visto que o tempo de vida das algas se dá nesse intervalo de tempo. O período de simulação foi de 23/06/2010 até 31/12/2014. A linguagem de programação utilizada foi a C++/Cpp (Stroustrup, 1997).

Em cada intervalo de tempo (Δt), inicialmente foi realizado o balanço hídrico (equação 1) obtendo-se o volume de água armazenado no reservatório no intervalo de tempo $t+\Delta t$.

$$V_{t+\Delta t} = V_t + Q_t - (E_t - P_t) \times \left(\frac{A_t + A_{t+\Delta t}}{2}\right) - V_{saída} \quad (\text{equação 1})$$

Onde:

V_t e $V_{t+\Delta t}$ são os volumes de água armazenada no reservatório no tempo t e $t+\Delta t$, respectivamente (m^3); Q_t é o volume de vazão afluyente no tempo t (m^3); E_t é a evaporação no tempo t (m); P_t é a precipitação no tempo t (m); A_t e $A_{t+\Delta t}$ são as áreas do espelho d'água do reservatório no tempo t e $t+\Delta t$, respectivamente (m^2); e $V_{saída}$ é a saída de água do reservatório pelas demandas e pelo extravasamento (m^3).

Para cada intervalo de tempo foi inicialmente calculado o volume armazenado no intervalo de tempo $t+\Delta t$, e este foi utilizado para o cálculo do balanço de biomassa do fitoplâncton no intervalo de tempo $t+\Delta t$, representada pelo parâmetro CHLA. A equação 2 descreve a variação da quantidade de algas ($CHLA_t * V_t$), o qual é um balanço entre crescimento e mortalidade das algas em função da concentração atual dessa biomassa.

$$\frac{dW}{dt} = \frac{W}{z} \left(\sum_0^z P_{max} \frac{I(z)}{M+I(z)}\right) \times \Delta z - (TaxaSaída + l)W \quad (\text{equação 2})$$

Onde:

W é a quantidade de biomassa de algas ($CHLA * V_t$) (μg); P_{max} é a taxa de crescimento máxima das algas (dia^{-1}); z é a profundidade média do reservatório (m); M é a constante de meia saturação ($\mu mol * m^{-2} * s^{-1}$); Δz é o intervalo da discretização da profundidade (m); $I(z)$ é a intensidade da radiação fotossinteticamente ativa na profundidade z ($\mu mol * m^{-2} * s^{-1}$); l é a taxa de perda de biomassa (dia^{-1}); e

TaxaSaída é a taxa de perda de volume pelos diversos usos e pelo extravasamento do reservatório (dia^{-1}).

O primeiro termo da equação 2 representa a taxa de crescimento da biomassa, definido no modelo como uma função apenas da disponibilidade de luz. Neste termo a Taxa de crescimento máximo da alga (P_{max}) e a Constante de meia saturação (M) derivam da equação de Monod, a qual descreve o crescimento geral de microorganismos e foram considerados parâmetros fixos. A taxa de crescimento das algas ao longo da profundidade está descrita na equação 2 em forma de integral e foi discretizada ao longo da coluna d'água em intervalos de 0.5m.

Quanto a retirada/perda das algas da coluna d'água (segundo termo da equação 2) pode ocorrer de diversas formas, como perdas por sedimentação, herbivoria, ataques por vírus que resultam na morte da célula, dentre outras, sendo estas representadas pelo parâmetro l , que foi calibrado. Além disso, também poderá haver perdas de biomassa algal decorrentes das retiradas dos volumes pelos diversos usos e vertimento, sendo estas representadas pela taxa de saída. A taxa de saída foi obtida pela relação entre a quantidade de volume de saída (usos + vertimento) e o volume no tempo t (equação 3).

$$\text{TaxaSaída} = \frac{V_{\text{saída}}}{V_t} \times \Delta t \text{ (equação 3)}$$

Onde:

TaxaSaída é a taxa de perda de volume pelos diversos usos e pelo extravasamento do reservatório (dia^{-1}); $V_{\text{saída}}$ é o volume de saída (usos + vertimento) (m^3); V_t é o volume armazenado no tempo t (m^3); Δt é o intervalo de tempo (dia).

Devido à característica polimítica dos lagos do semiárido, ou seja, a coluna d'água é misturada completamente várias vezes ao ano (Bouvy *et al.*, 1999), admitimos que a profundidade da zona de mistura seja igual à profundidade média do próprio lago. Assim, obteve-se a profundidade média por meio de uma razão entre volume e área do reservatório (média da área e volume no tempo t e no tempo $t + \Delta t$), descrita na equação 4. Essa profundidade média é utilizada para o cálculo do balanço de biomassa algal.

$$z = \frac{\frac{V_t + V_{t+\Delta t}}{A_t + A_{t+\Delta t}}}{2} \text{ (equação 4)}$$

Onde:

z é a profundidade média do reservatório (m); V_t e $V_{t+\Delta t}$ são os volumes de água armazenada no reservatório no tempo t e $t+\Delta t$, respectivamente (m^3); A_t e $A_{t+\Delta t}$ são as áreas do espelho d'água do reservatório no tempo t e $t+\Delta t$, respectivamente (m^2).

A disponibilidade de luz decai verticalmente com a profundidade do lago, de acordo com a equação 5:

$$I(z) = I_{in}e^{-Kz} \text{ (equação 5)}$$

Onde:

$I(z)$ é a intensidade da radiação fotossinteticamente ativa na profundidade z ($\mu mol * m^{-2} * s^{-1}$); I_{in} é a intensidade da radiação fotossinteticamente ativa incidente ($\mu mol * m^{-2} * s^{-1}$); K é a taxa de atenuação vertical da luz (dia^{-1}); z é a profundidade do reservatório (m).

O decaimento da luz com a profundidade está relacionado tanto a fatores bióticos (concentração da biomassa algal) quanto abióticos (partículas inorgânicas) (Diehl, 2002). Entretanto, neste modelo proposto só foram admitidas as interferências no decaimento vertical da luz provocado por fatores de origem biogênica. A intensidade desse decaimento está expressa aqui como taxa de atenuação vertical da luz e representada por K .

A taxa de atenuação da luz (K) foi estimada a partir da base de dados de estudo anterior (Brasil *et al.*, 2016). Com base nestes dados foram realizadas diferentes regressões, retirando-se os reservatórios com turbidez predominantemente de origem inorgânica e selecionada aquela equação que melhor se adequa ao pressuposto do modelo de que a biomassa de algas é a principal causa da turbidez da água ($R^2=0.86$; $p<0,001$; $n=38$) (equação 6).

$$K = -1.4455 + 1.0106 \log(CHLA + 1) \text{ (equação 6)}$$

Onde:

K é a taxa de atenuação vertical da luz (dia^{-1}); $CHLA$ é a concentração de clorofila-a no reservatório ($\mu g * L^{-1}$).

No modelo, a quantidade total de biomassa algal (W), representada pela clorofila a , no tempo $t+\Delta t$, foi dividida por V_{t+1} para a obtenção da concentração de clorofila- a ($CHLA$).

Após a realização das simulações, a $CHLA$ calculada pelo modelo foi comparada com dados observacionais mensais para calibrar o parâmetro l de forma a se obter o melhor ajuste entre os dados observados e calculados.

2.3. Obtenção dos dados

Os dados de volume armazenado no reservatório mensal no período estudado e a curva cota-área-volume do reservatório foram fornecido pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH). Os dados de precipitação diária e mensal, evaporação média mensal e radiação solar diária foram fornecidos pela Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN) e o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

A série de vazões afluentes ao reservatório no período estudado foi obtida através do modelo chuva-vazão Soil Moisture Accounting Procedure – SMAP (LOPES *et al.*, 1981, 1982) utilizando-se os parâmetros calibrados e validados no Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Piranhas - Açú (PRH Piancó-PiranhasAçú, 2016).

A radiação solar foi convertida para Radiação Fotossinteticamente Ativa (PAR) por uma taxa de 0.5, com base em estudos anteriores (Monteith, 1973; Szeicz, 1974). No entanto, devido à ausência de dados de radiação solar incidente do final de 2013 até 2014 e, verificando que não há grandes variações dessa radiação entre os anos, optamos por utilizar uma média entre os valores encontrados nos dias dos anos disponíveis (2010 até início 2013) e extrapolamos para todo o período estudado.

Considerando que não se dispõe de dados relativos aos usos de água no reservatório estudado, o volume de água retirada pelos usos e vertimento ($V_{saída}$) foi estimado a partir do balanço hídrico mensal, baseado na série histórica do volume do reservatório (equação 7). O balanço hídrico para as saídas foi realizado a partir do primeiro dia de JUN/2010 até o primeiro dia de JAN/2015.

$$V_{saída} = V_t - V_{t+\Delta t} + Q_t - (E_t - P_t) \times \left(\frac{A_t + A_{t+\Delta t}}{2}\right) \text{ (equação 7)}$$

Onde:

V_t e $V_{t+\Delta t}$ são os volumes de água armazenada no reservatório no tempo t e $t+\Delta t$, respectivamente (m^3); Q_t é o volume de vazão afluyente no tempo t (m^3); E_t é a evaporação no tempo t (m); P_t é a precipitação no tempo t (m); A_t e $A_{t+\Delta t}$ são as áreas do espelho d'água do reservatório no tempo t e $t+\Delta t$, respectivamente (m^2); e $V_{saída}$ é a saída de água do reservatório pelas demandas e pelo extravasamento (m^3).

Com a finalidade de evitar superestimação dos volumes das saídas em períodos de grandes chuvas, separamos estratégias diferentes para o balanço hídrico das saídas entre o período de JAN-JUN (período chuvoso) e o período de JUL-DEZ (período seco). Para as simulações entre JAN-JUN, utilizamos a média dos $V_{saída}$ estimados no período de JUL-DEZ anterior e a vazão afluyente foi recalculada com base nessa média.

Como os dados de evaporação, vazões afluentes e volumes de saídas foram obtidos para o mês, tornou-se necessário transforma-los em valores diários, dividindo-se os valores mensais pela quantidade de dias do mês, levando-se em consideração também a ocorrência de anos bissextos.

Os parâmetros P_{max} e M foram obtidos de trabalhos experimentais de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Briand *et al.*, 2004; Bonilla *et al.*, 2012), devido a comunidade fitoplanctônica dos reservatórios do Rio Grande do Norte ser geralmente dominada por esta espécie de cianobactéria (Braga *et al.*, 2015 ; Jeppensen *et al.*, 2015; Brasil *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2016).

Os dados mensais de Clorofila-*a* (CHLA) do reservatório Gargalheiras foram cedidos pelo projeto Estudos Limnológicos do Semiárido (ELISA) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN). Utilizamos no modelo como dado inicial de CHLA o valor referente à primeira coleta deste banco de dados.

O parâmetro l representa todas as diferentes formas de perda de algas da coluna d'água, com exceção da perda por exportação pela captação da água dos reservatórios ($V_{saída}$). O parâmetro l foi calibrado no modelo, através de passos de iteração, utilizando-se dos dados observacionais de CHLA.

Os valores de entrada dos parâmetros e variáveis estão dispostos na Tabela 3.

Tabela 2 Valores de entrada dos parâmetros e variáveis do modelo.

VARIÁVEIS E PARÂMETROS	VALORES
$V_0(mensal)$	29544336 m^3
$V_0(diário)$	30470712 m^3

P_0 (<i>mensal</i>)	197 mm
P_0 (<i>diário</i>)	0 mm
E_0 (<i>mensal</i>)	217.24 mm
E_0 (<i>diário</i>)	4.77 mm
$CHLA$	30.49 $\mu\text{g/L}$
P_{max}	0.9 dia^{-1}
M	30 $\mu\text{mol/m}^2\text{s}$
l (<i>antes da calibração</i>)	0.05 dia^{-1}

2.4. Análise de desempenho

O desempenho do modelo foi analisado pelo método de Nash-Sutcliffe, o qual calcula o erro com base no valor simulado, valor observado e na média dos dados observados (equação 7). O cálculo do erro é importante para observar se o modelo está bem ajustado aos dados observados.

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\text{Observado}(i) - \text{Simulado}(i))^2}{\sum_{i=1}^n (\text{Observado} - \text{ObservadoMédio})^2} \text{ (equação 7)}$$

Onde: E – erro total; $\text{Observado}(i)$ - concentração de Clorofila a observada no momento i ; $\text{Simulado}(i)$ – concentração de Clorofila-a simulado no momento i ; ObservadoMédio – média das concentrações de Clorofila-a observadas; n – total de dados.

3. RESULTADOS

Os valores diários dos volumes de saídas calculados (Figura 3A) e das vazões afluentes modificadas (Figura 3B) não sofreram grandes alterações temporais, permanecendo estáveis em praticamente todo o período estudado, com exceção de JUN/2010 e do período chuvoso de 2011 (janeiro a junho), onde se verificou alguns picos de amplitude elevada. Para as vazões afluentes (Figura 3B), quase não houve contribuições para o reservatório a partir de AGO/2011.

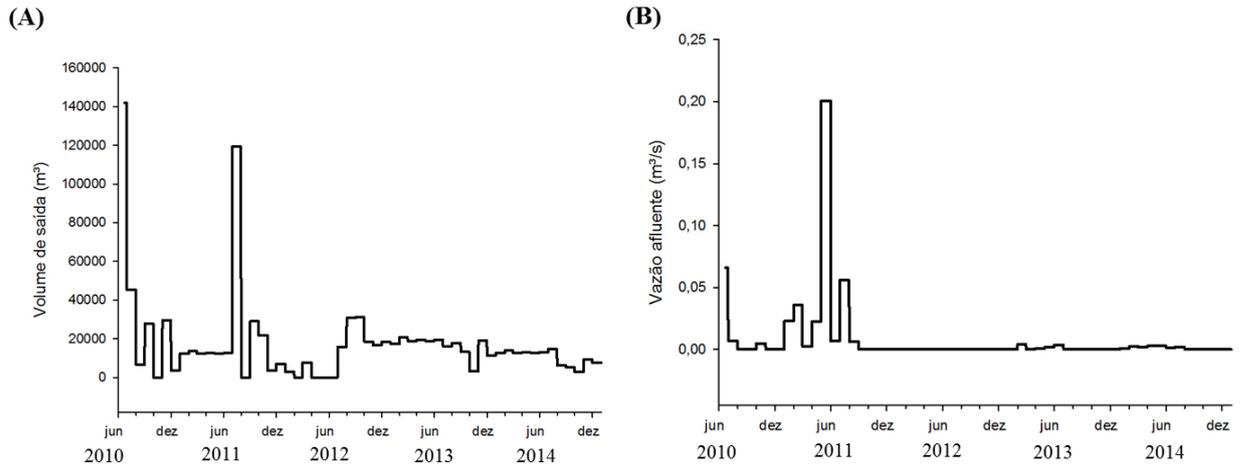


Figura 3 Variação dos valores diários dos volumes de saída calculados (A) e das vazões afluentes modificadas (B) para o período de 23/06/2010 até 31/12/2014.

A Radiação Fotossinteticamente Ativa (PAR) variou entre valores aproximados de 400 até $750 \mu\text{mol} * \text{m}^{-2} * \text{s}^{-1}$ e podemos observar a sua evolução diária na Figura 4. O período de maior PAR é encontrado entre os meses de SET-NOV e de FEV-ABR. Os menores valores de PAR são encontrados entre os dias de MAI-JUL.

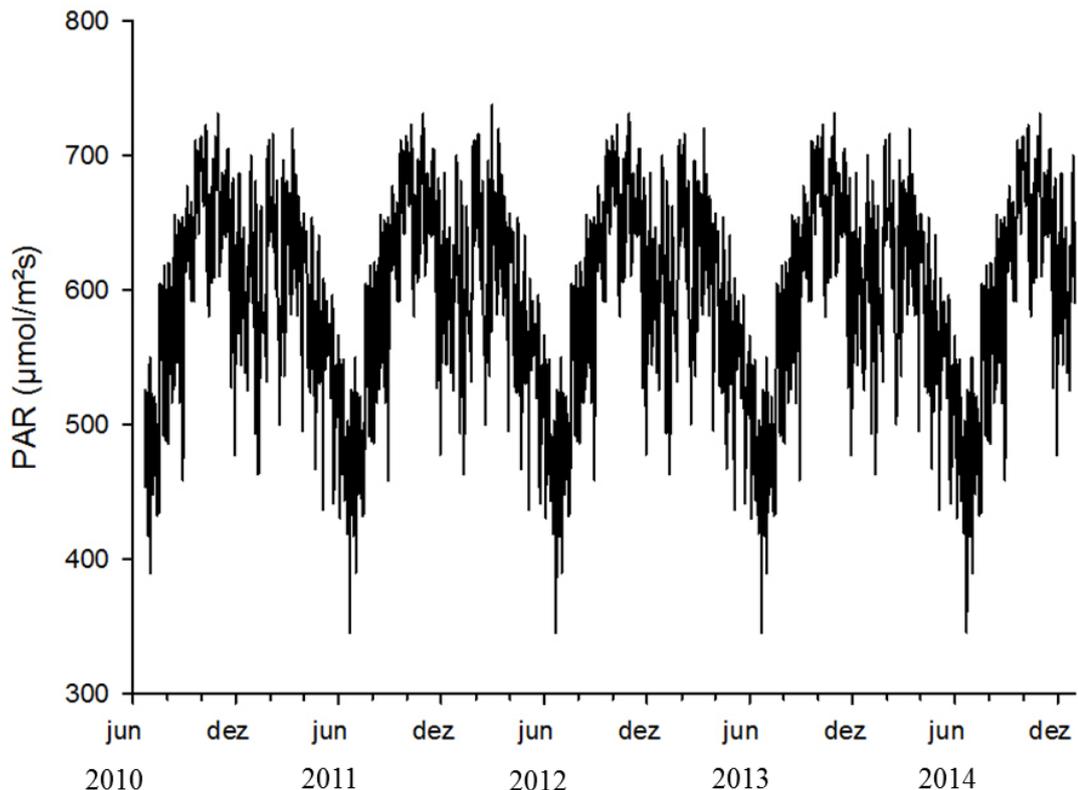


Figura 4 Variação diária da Radiação Fotossinteticamente Ativa (PAR) ao longo do período de 23/06/2010 até 31/12/2014.

Ao longo do período estudado, o volume (Figura 5A) e a profundidade média (Figura 5B) apresentaram comportamentos semelhantes, havendo um aumento em

meados do ano de 2011, chegando até ao extravasamento entre os meses MAI-JUN deste mesmo ano. Após esta cheia, ambas variáveis sofreram decaimento (Figura 5A). Quanto a taxa de atenuação da luz (Figura 5C) e a taxa de saída (Figura 5D), ambas expressaram comportamento contrário, pois a partir de meados de 2012, ambas as variáveis tenderam a aumentar, havendo uma queda mais acentuada apenas em JUL de 2013 e 2014 para a taxa de atenuação da luz e em OUT de 2013 e 2014 para a taxa de saída.

Quanto aos dados de CHLA simulados e observados (Figuras 5 A-D), notou-se que a simulação tendeu a acompanhar o comportamento dos dados observados, havendo uma divergência maior no início e no fim do período estudado, no qual os dados simulados apresentaram crescimento e os dados observados tenderam ao decaimento. Por meio de calibração no modelo, foi obtida uma taxa de perda de algas (1) de 0.21 dia⁻¹, resultando no desempenho do modelo de -0.65. O erro associado ao desempenho do modelo está abaixo do limite ($E > 0$) em que o modelo é considerado aceitável e indica que é melhor utilizar a média dos valores observados para a predição do que o modelo.

No início do período de simulação, quando o volume armazenado no reservatório era alto, a concentração de Clorofila-a manteve-se em valores relativamente menores, na faixa de 50-80 µg/L. No entanto, na medida em que o volume (Figura 5A) e a profundidade (Figura 5B) diminuem, as concentrações de CHLA tendem a aumentar. Em MAR/2014 é possível observar um decaimento abrupto nos valores observados e simulados de CHLA.

A taxa de atenuação vertical da luz (Figura 5C) expressou comportamento igual aos dados simulados, enquanto que a taxa de saída (Figura 5D) tendeu a uma reação contrária, ou seja, quando a taxa de saída aumenta, a CHLA simulada propende a diminuir.

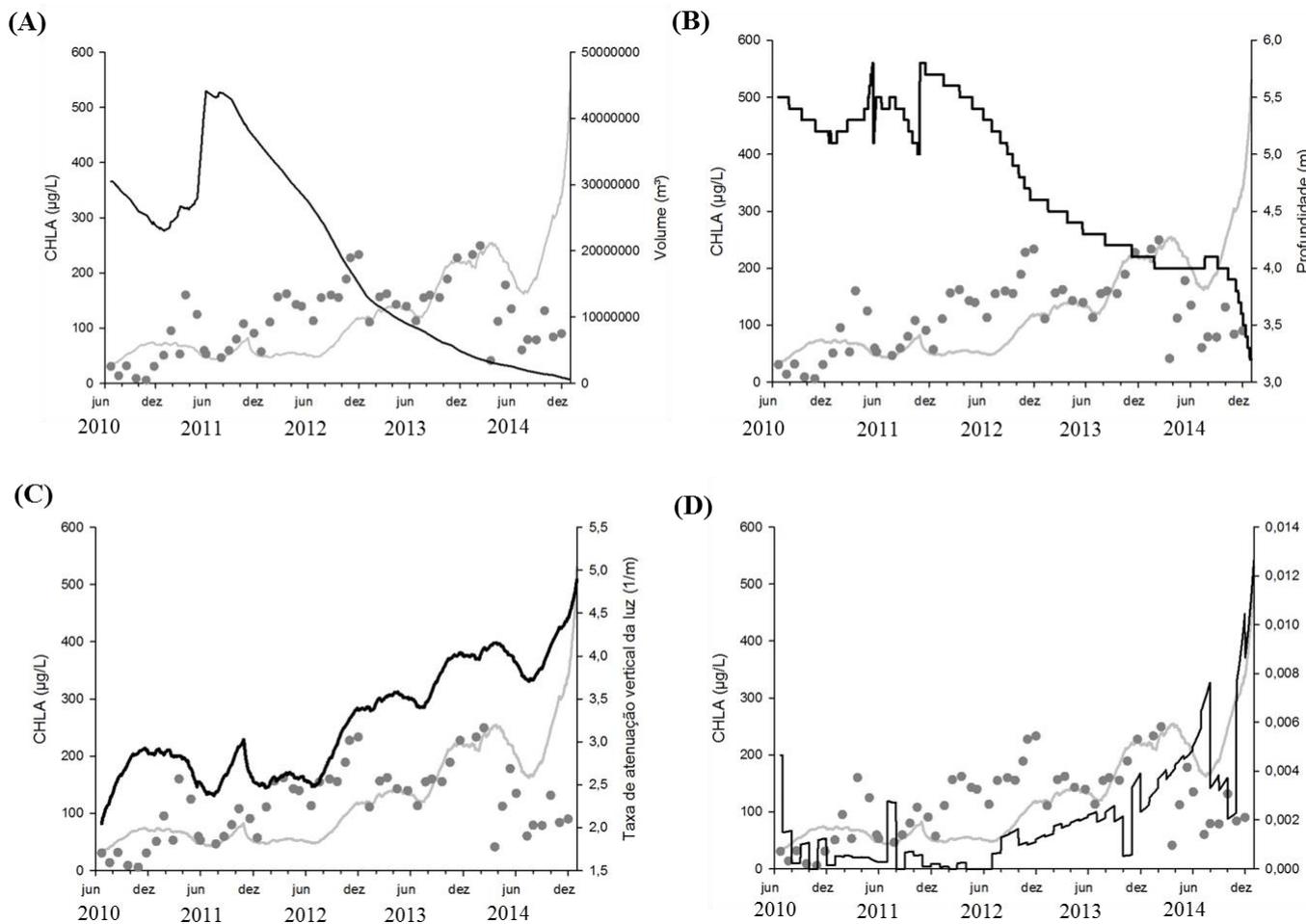


Figura 5 Variação dos valores simulados (linhas em cinza) e observados (pontos em cinza) de Clorofila-a (CHLA) em relação ao volume (A), profundidade (B), taxa de atenuação vertical da luz (C) e taxa de saída (D) para o período de 23/06/2010 até 31/12/2014.

Comparando-se a taxa de atenuação da luz com o volume armazenado (Figura 6A) verifica-se que a medida em que o volume aumenta, a taxa de atenuação da luz (K) (Figura 6A) tende a diminuir, enquanto que quando há a diminuição do volume, o K tende a aumentar. Já a taxa de crescimento (Figura 6B), aqui representada como a somatória dessa taxa ao longo da profundidade de acordo com a discretização (intervalos de 0.5m), segue o mesmo comportamento do volume, ou seja, quando um aumenta ou diminui, o outro tende a seguir a mesma direção. No entanto, esta taxa de crescimento tende a se estagnar em determinado nível em que, mesmo que o volume aumente, a taxa de crescimento permanece praticamente estável, como podemos observar durante o período de cheia de 2011.

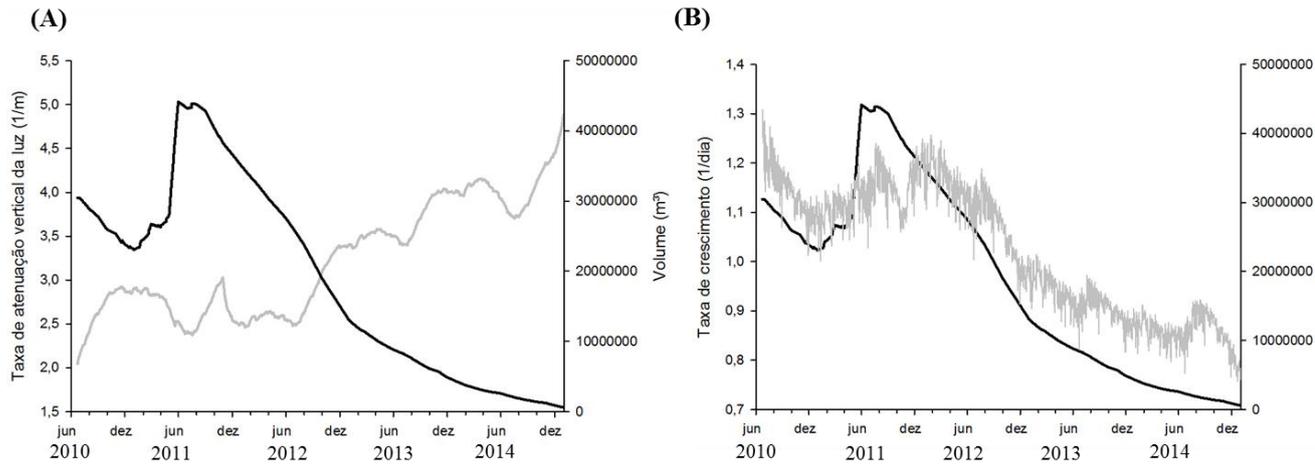


Figura 6 Variação do volume (linha escura) em relação à taxa de atenuação vertical da luz (A) e da taxa de crescimento das algas (B).

Para ilustrar a influência de diferentes concentrações de CHLA sobre a disponibilidade de luz, evidenciamos aqui o comportamento de $I(z)$ ao longo da profundidade nos dias 23/06/2010 ($CHLA = 30.9 \mu g * L^{-1}; Z = 5.5m; I_{in} = 454.07 \mu mol * m^{-2} * s^{-1}$) (Figura 7A) e 28/03/2014 ($CHLA = 253 \mu g * L^{-1}; Z = 4.0m; I_{in} = 573.9 \mu mol * m^{-2} * s^{-1}$) (Figura 7B).

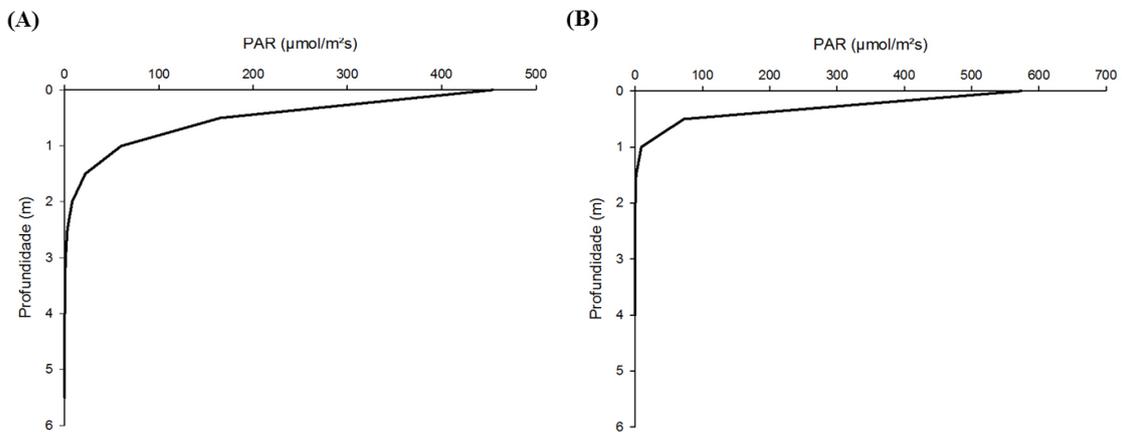


Figura 7 Comportamento da disponibilidade de luz ao longo da profundidade em um período com clorofila-a (CHLA) baixa (A) ($CHLA=30.9 \mu g * L^{-1}$) e alta (B) ($CHLA=253 \mu g * L^{-1}$).

4. DISCUSSÃO

Mostramos neste estudo, por meio de um modelo matemático, a variação temporal da biomassa fitoplanctônica, em função da disponibilidade de luz ao longo da coluna d'água e da variação no volume de água armazenada no reservatório.

Os resultados obtidos mostram indícios de que esses são os principais fatores limitantes ao crescimento da biomassa fitoplanctônica no reservatório estudado e provavelmente em reservatórios da região semiárida brasileira, que na sua grande maioria já se encontram eutrofizados, ou seja, não apresentam limitações relativas a nutrientes (Vincent *et al.*, 1984; Lewis, 2000).

Demonstramos também que a redução do volume hídrico do reservatório Gargalheiras favoreceu o aumento da biomassa do fitoplâncton, apesar de ocorrer a redução da disponibilidade de luz ao longo da coluna d'água. O modelo representou melhor os dados observados em períodos de seca e redução do volume de água, possivelmente devido à diminuição da interferência de material alóctone não considerado pelo modelo.

No semiárido brasileiro, a maioria dos reservatórios estão sob altas taxas de evaporação e déficit hídrico, o que causa significativa redução do volume armazenado em períodos de seca (Barbosa *et al.*, 2012). No início do período simulado (2011), o reservatório recebeu interferência de um evento de cheia e, devido à entrada por vazão afluente e precipitação direta, o reservatório atingiu sua capacidade máxima. Segundo a ficha de monitoramento dos volumes, o reservatório Marechal Dutra verteu entre MAI-JUN de 2011 (SEMARH, 2009). Este evento de cheia repercutiu no aumento do volume exportados do reservatório (saída) no início da simulação.

Após esse evento de cheia, o volume e a profundidade passaram a apresentar decaimento contínuo devido a um evento de seca prolongada. Entre 2012 e 2017, o semiárido tropical brasileiro vivenciou um período de seca prolongada, quase não havendo precipitações durante esse período (Medeiros *et al.*, 2015; Brasil *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2016; Cavalcante *et al.*, 2017). A ausência de precipitação pode explicar a quase não contribuição ao reservatório via vazão afluente.

A PAR é a fração do espectro solar utilizada pelas plantas no processo de conversão, por causa da sensibilidade seletiva dos cloroplastos (Assis & Mendez, 1989). Em nosso estudo a PAR apresentou relativa variação interanual, encontrando maiores radiações no verão e valores mais baixos durante o inverno. Essa radiação interfere na intensidade da

luz incidente na superfície da lâmina d'água e que será distribuída ao longo da coluna d'água.

Os dados de CHLA simulados seguiram a mesma tendência dos dados observados, embora o valor de erro de Nashi-Sutcliffe tenha resultado em um valor negativo, o que pode ser considerado inaceitável segundo estudo de Moriasi *et al.* (2007). No entanto, o modelo consegue explicar, em linhas gerais, como a dinâmica da biomassa algal se comporta ao longo do período estudado. O baixo rendimento do valor de erro pode ser devido à subestimação dos valores simulados, causado por fatores não inseridos no modelo, como a interferência da turbidez de origem inorgânica e de nutrientes, sabendo-se que o crescimento fitoplanctônico é uma função da disponibilidade luminosa e de nutrientes (Diehl, 2002).

Estudos realizados no semiárido tropical (Bouvy *et al.*, 1999; Jeppensen *et al.*, 2015; Brasil *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2016) mostraram que a falta de renovação de água ligado a um evento de seca foi o principal determinante das condições eutróficas e da dominância das cianobactérias nos reservatórios estudados. Além disso, estes estudos indicaram que a diminuição do volume armazenado pode acarretar no aumento das concentrações de biomassa algal. Nosso modelo consegue representar essa relação, mostrando que as diminuições do volume e da profundidade tendem a aumentar as concentrações de CHLA. No entanto, no final do período estudado, o modelo diverge dos dados observados, havendo um aumento nas concentrações de CHLA simuladas não existente nos dados reais. Isso pode ser devido a reduções do volume e da profundidade até determinado nível em que favorece a ressuspensão de partículas inorgânicas do sedimento (Medeiros *et al.*, 2015; Brasil *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2016; Jeppesen *et al.*, 2016) não captadas pelo modelo.

A taxa de atenuação vertical da luz e a CHLA estão intimamente ligadas e há uma influência mútua entre essas variáveis (Diehl, 2002). Os resultados do modelo mostram esta relação, pois quando há um aumento na CHLA, implica em um aumento na taxa de atenuação vertical da luz e, conseqüentemente, na redução da disponibilidade de luz que irá afetar negativamente o crescimento da biomassa algal no dia posterior (Figura 5C). Reiteramos ainda que quando há a ocorrência de pico na taxa de atenuação da luz, esta é precedida de uma queda acentuada na CHLA simulada.

Os diversos usos dos reservatórios acabam afetando a qualidade da água de modo que há maior demanda e redução do nível da água, inviabilizando a água para abastecimento humano de qualidade (Fontes, 2005). A taxa de saída, ou seja, a relação

entre o volume de saída e o volume armazenado de água num determinado intervalo de tempo, tendeu a aumentar na medida em que o volume foi diminuindo, chegando a valores elevados no final da simulação. Esse aumento é devido à extrema redução do volume, conferindo uma maior variação da taxa de saída. Observamos que a taxa de saída exerceu influência sobre a biomassa algal, principalmente nos últimos períodos, o que pode explicar a queda da CHLA, decorrente do aumento das taxas de saída, além de ajudar a explicar também o aumento posterior da CHLA devido a uma queda acentuada da taxa de retirada.

Segundo Bouvy *et al.* em 2003, os ecossistemas aquáticos tendem a ser mais estáveis, misturados, quentes e eutróficos durante períodos de baixo nível de água, favorecendo o crescimento do fitoplâncton. Nosso estudo reiterou parcialmente o descrito anteriormente, pois em épocas de volume baixo, algumas das variáveis tenderam a se tornar mais instáveis, principalmente a taxa de atenuação vertical da luz. No entanto, a taxa de crescimento das algas se estabilizou e a redução do volume favoreceu o crescimento da concentração. O K permaneceu praticamente estável no período de cheia, pois o aumento do volume pode acarretar na diluição da biomassa algal ali existente e havendo menos interferência na distribuição da luz ao longo da coluna d'água. No mesmo sentido, a taxa de atenuação vertical da luz tende a aumentar com a diminuição do volume hídrico por concentrar o fitoplâncton, aumentando a turbidez de origem orgânica (Jeppensen *et al.*, 2015).

As flutuações no volume hídrico em um reservatório alteram as condições físico-químicas da água como o regime de mistura, disponibilidade de luz e nutrientes. Esses são fatores essenciais para o crescimento do fitoplâncton (Reynolds, 2006). A taxa de crescimento das algas tendeu a diminuição com a redução do volume. Isso é decorrente da perda de profundidade e, conseqüentemente, na perda de camadas discretizadas utilizadas para a soma dessa taxa. Apesar de ter ocorrido à diminuição desta taxa, esta não foi tão acentuada (partindo de 1.3 dia^{-1} até aproximadamente 0.8 dia^{-1}) e, devido a maior parcela de crescimento estar concentrada nas camadas mais superficiais da coluna de água, principalmente em condições de CHLA alta, esta redução na taxa de crescimento não interferiu na diminuição da CHLA simulada.

5. CONCLUSÕES

Nós concluímos que a disponibilidade de luz e os eventos hidrológicos podem ser bons explicadores e preditores da dinâmica da biomassa algal em um reservatório da região semiárida tropical. Os dados simulados seguiram a tendência dos dados observados e respondem às alterações de quantidade de água e de disponibilidade de luz. Em eventos de seca, a redução do volume hídrico favorece o crescimento da biomassa algal dos dados simulados, apesar da redução na disponibilidade de luz. Este modelo é uma potencial ferramenta para a tomada de decisões quanto à gestão integrada (quantitativa e qualitativa) das águas de lagos e reservatórios eutrofizados em regiões semiáridas. No entanto, cabe-se salientar que, para um melhor ajuste do modelo, são necessárias pesquisas mais aprofundadas e que considerem outras variáveis importantes para o crescimento do fitoplâncton, como a disponibilidade de nutrientes. Do mesmo modo, são ainda necessários exercícios de validação do modelo com dados independentes do mesmo ou de outro reservatório para que possamos aumentar a confiança no modelo para fins práticos de gestão integrada de recursos hídricos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Nacional de Águas (ANA). 2010. **Termos De referência para a elaboração do plano de recursos hídricos da bacia do rio Piranhas-Açu**. Brasília.

Agência Nacional de Águas (ANA). 2014. **Plano de recursos hídricos da bacia do rio Piranhas-Açu**. Brasília.

Alvarez, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. 2014. **Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift. 22(6), p. 711-728.

Assis, F. N. A.; Mendez, M. E. G. 1989. **Relação entre radiação fotossinteticamente ativa e radiação global**. Pesq. agropec. bras. 24(7), p. 797-800.

Attayde, J. L.; Nes, E. G.; Araujo, A. I. L.; Corso, G.; Scheffer, M. 2010. **Omnivory by Planktivores Stabilizes Plankton Dynamics, but May Either Promote or Reduce Algal Biomass**. Ecosystems. 13, p. 410-420.

Barbosa, J.E.L.; Medeiros, E.S.F.; Brasil, J.; Cordeiro, R.S.; Crispim, M.C.B.; Silva, G.H.G. 2012. **Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management**. Acta Limnologica Brasiliensia. 24(1), p. 103-118.

Bezerra, A. F. M.; Becker, V.; Mattos, A. 2014. **Balço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Reservatórios do Semiárido Brasileiro**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. 19(2), p. 67-76.

Bonilla, S.; Aubriot, L.; Soares, M. C. S.; González-Piana, M.; Fabre, A.; Huszar, V. L. M.; Lurling, M.; Antoniadis, D.; Pádisak, J.; Kruk, C. 2012. **What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*?** Microbiology Ecology. 79(3), p.594-607.

Bouvy, M.; Molica, R.; Oliveira, S.; Marinho, M.; Beker, B. 1999. **Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil**. Aquatic Microbial Ecology. 20, 285-297.

Bouvy, M.; Pagano, M; Troussellier, M. 2001. **Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil)**. Aquat. Microb. Ecol., 25, p. 215–227.

Braga, G. G.; Becker, V.; Oliveira, J. N. P.; Mendonça Junior, J. R.; Bezerra, A. F. M.; Torres, L. M.; Galvão, A. M. F.; Mattos, A. 2015. **Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region**. Acta Limnologica Brasiliensia. 27(1), p. 15-23.

Brasil, J.; Attayde, J. L.; Vasconcelos, F. R.; Dantas, D. D. F.; Huszar, V. L. M. 2015. **Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes**. Hydrobiologia. Primary Research Paper. 770(1), p. 145-164.

Briand, J. F.; Leboulanger, C.; Humbert, J. F. 2004. ***Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or globalwarming?** Journal of Phycol. 40, p. 231-238.

Buford, M. A.; Beardall, J.; Willis, A.; Orr, P. T.; Magalhães, V. F.; Rangel, L. M.; Azevedo, S. M. F. O. E.; Neillan, B. A. 2016. **Understanding the winning strategies used by the bloom-forming cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii***. Harmful Algae. 54, p. 44-53.

Cavalcante, H.; Araújo, F.; Becker, V. 2017. **Phosphorus dynamics in the water of tropical semiarid reservoirs in a prolonged drought period**. Acta Limnologica Brasiliensia. 30(105), online version.

Costa, M. R. A.; Attayde, J. L.; Becker, V. 2016. **Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes**. Hydrobiologia. 778(1), p. 75-89.

Diehl, S. 2002. **Phytoplankton, light, and nutrients in a gradient of mixing depths: theory**. Ecology. 2 (83), p.386-398.

Dodson, S.L., Arnott, S.E., Cottingham, K.L., 2000. **The relationship in lake communities between primary productivity and species richness**. Ecology 81 (10), p. 2662 – 2679.

Downing, J. A.; Mccauley, E. 1992. **The nitrogen: phosphorus relationships in lakes.** *Limnol. Oceanogr.* v.37, n. 5, p. 936-945.

Elser, J. J.; Lubnow, F.S.; Marzolf, E. R.; Brett, M.T.; Don, G. & Goldman, C. R. 1995. **Factors associated with interannual and intraannual variation in nutrient limitation of phytoplankton growth in Castle Lake, California.** *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, p. 93-104.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). 1971. **Levantamento Exploratório - Reconhecimento de solos do Estado do Rio Grande do Norte.** Rio de Janeiro.

Gentès, S.; Monperrus, M.; Legeay, A.; Maury-Brachet, R.; Davail, S.; André, J.M.; Guyoneaud, R. 2013. **Incidence of invasive macrophytes on methylmercury budget in temperate lakes: Central role of bacterial periphytic communities.** *Environmental Pollution.* 172, p. 116-123.

Hlaili, A.S.; Chikhaoui, M-A; Grami, B. El & Mabrouk, H.H. 2006. **Effects of N and P supply on phytoplankton in Bizerte Lagoon (western Mediterranean).** *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* 333, p. 79-96.

Huisman, J., and F. J. Weissing. 1994. **Light-limited growth and competition for light in well-mixed aquatic environments: an elementary model.** *Ecology.* 75, p. 507–520.

Jeppesen, E.; Brucet, S.; Naselli-Flores, L., et al (2015) **Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity.** *Hydrobiologia.* 750, p. 201–227.

Lewis, W. M. Jr. 2000. **Basis for the protection and management of tropical lakes.** *Lakes & Reservoirs: Research and Management.* 5, p. 535-48.

Lombardo, P.; Mjelde, M.; Kallqvist, T.; Brettum, P. 2013. **Seasonal and scale-dependent variability in nutrient- and allelopathy-mediated macrophyte-phytoplankton interactions.** *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems.* 409 (10).

Lu, F.; Chen, Z.; Liu, W.; Shao, W. 2016. **Modeling chlorophyll-a concentrations using an artificial neural network for precisely eco-restoring lake basin.** *Ecological Engineering.* 95(1), p. 422-429.

Medeiros, L. C.; Mattos, A.; Lüring, M.; Becker, V. 2015. **Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake.** *Aquatic Ecology.* 49 (3), p.294-307.

Mehner, T.; Benndorf, J.; Kasprzak, P.; Koschel, R. 2002. **Bio-manipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science.** *Freshwater Biology.* 47, p. 2453-2465.

- Mesquita, T. P. N.; Attayde, J. L. 2014. **Eutrofização e capacidade de carga de fósforo de seis reservatórios da bacia do rio Seridó, RN.** Projeto Mevemuc (monitoramento da Evaporação e As Mudanças Climáticas): Contribuição para a hidrologia do semiárido, João Pessoa, v. 1, n. 14.
- Moriasi, D. N.; Arnold, J. G.; Van Liew, M. W.; Bingner, R. L.; Harmel, R. D.; Veith, T. L. 2007. **Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations.** Transactions of the ASABE. 50(3), p. 885-900.
- Mozdzer, T. J.; Zieman, J. C.; McGlathery, K. J. 2010. **Nitrogen uptake by native and invasive temperate coastal macrophytes: importance of dissolved organic nitrogen.** Estuaries and Coasts. 33, p.784-797.
- Moss, B.; Kosten, S.; Meerhoff, M; Battarbee, R.; Jeppesen, E.; Mazzeo, N.; Havens, K.; Lacerot, G.; Liu, Z.; Meester, L.; Paerl, H.; Scheffer, M. 2011. **Allied attack: climate change and eutrophication.** *Inl Waters.* 1, p. 101–105.
- Paerl, H. W.; Gardner, W. S.; Havens, K. E.; Joyner, A. R.; McCarthy, M. J.; Newell, S. E.; Qin, B.; Scott, J. T. 2016. **Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients.** Harmful Algae. 54, p. 213-222.
- Rangel, L. M.; Soares, M. C. S.; Paiva, R.; Silva, L. H. S. 2016. **Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river–reservoir system.** Ecol. Indic. 64, p. 217–227.
- Reynolds, C. S. 2006. **The Ecology of Phytoplankton.** Cambridge University Press.
- Scheffer, M. **Ecology of Shallow Lakes.** 2004. 22. ed. Springer Science, 2004.
- Scheffer, M.; Nes, E. H. 2007. **Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size.** Hydrobiologia. 584, p. 455-466.
- Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH). 2009. **Monitoramento do reservatório Marechal Dutra.** Rio Grande do Norte.
- Smith, V. H. 1982. **The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis.** *Limnol. Oceanogr.* 27(6), p. 1101-1112.
- Smith, V. H. 1983. **Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton.** Science. 221, p.669-671.
- Smith, V. H.; Schindler, D. W. 2009. **Eutrophication Science: where do we go from here?** Trends in Ecology and Evolution 24 (4), 201-207.
- Soares, M. C. S.; Rocha, M. I. A., Marinho; M. M., Azevedo; S. M. F. O.; Branco, C. W. C.; Huszar V. L. M. 2009. **Changes in species composition during annual**

cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquat. Microb. Ecol.* 57, p. 137–149.

Souza, W., Attayde, J. L., Rocha, E. D.; Eskinazi-Sant'Anna, E. M. 2008. **The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil.** *J. Plankton Res.*, 30, p. 699–708.

Svanys, A.; Paskauskas, R.; Hilt, S. 2014. **Effects of the allelopathically active macrophyte *Myriophyllum spicatum* on a natural phytoplankton community: a mesocosm study.** *Hydrobiologia.* 737, p. 57-66.

Vanni, M. J.; Temte, J. 1990. **Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake.** *Limnol. Oceanogr.* 35(3), p. 697-709.

Wacker, A.; Marzetz, V.; Spijkerman, E. 2015. ***Interspecific competition in phytoplankton drives the availability of essential mineral and biochemical nutrients.*** *Ecology.* 96 (9), p. 2467-2477

Xia, X.; Wu, Q.; Zhu, B.; Pujun, Z.; Zhao, P.; Zhang, S.; Yang, L. 2015. **Analyzing the contribution of climate change to long-term variations in sediment nitrogen sources for reservoirs/lakes.** *Science of the Total Environment.* 523(1), p-64-73.

Zhang, X.; Zou, R.; Wang, Y.; Liu, Y.; Zhao, L.; Zhu, X.; Chou, H. 2016. **Is water age a reliable indicator for evaluating water quality effectiveness of water diversion projects in eutrophic lakes?** *Journal Of Hydrology.* 542 (1), p. 281-291.

Zhang, Y.; Shao, Q.; Taylor, J. A. 2016. **A balanced calibration of water quantity and quality by multi-objective optimization for integrated water system model.** *Journal of Hydrology.* 538(1), p. 802-816.