

# AVALIAÇÃO DE NUTRIENTE LIMITANTE DA PRODUÇÃO ALGAL EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

EVALUATION OF LIMITING NUTRIENT OF ALGAL PRODUCTION IN RESERVOIRS OF THE BRAZILIAN SEMIARID

**Mário Cesar Wiegand** 

Bolsista de Pós-Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

**Antônia Tatiana Pinheiro do Nascimento** 

Mestre em Energias Renováveis, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Fortaleza (CE), Brasil.

**Alexandre Cunha Costa** 

Professor, Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira – Redenção (CE), Brasil.

**Iran Eduardo Lima Neto** 

Professor, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, UFC – Fortaleza (CE), Brasil.

## Endereço para correspondência:

Mário Cesar Wiegand – Rua Nossa Senhora Aparecida, 551 – Industrial – CEP: 61925-595 – Maracanaú (CE), Brasil – E-mail: mcwiegand1@yahoo.com.br

**Recebido em:** 29/01/2020

**Aceito em:** 10/08/2020

## RESUMO

A sobrecarga de nutrientes em reservatórios artificiais pode representar um risco para a saúde humana e para a biodiversidade aquática. Assim, o estado trófico de um reservatório é uma característica importante para o entendimento das suas condições ambientais e seus possíveis usos. Sua descrição pode ser feita com base na concentração de nutrientes, principalmente o fósforo. Dessa forma, este trabalho testou a hipótese de que o fósforo total é o nutriente limitante do crescimento fitoplanctônico em reservatórios do semiárido brasileiro. Três modelos empíricos foram utilizados para inferir o *status* de nutriente limitante. Além disso, uma análise de regressão linear múltipla foi utilizada para estabelecer a relação de causalidade entre nutrientes (nitrogênio total — NT e fósforo total — PT) e a produção algal. Os resultados não confirmaram a hipótese. Conforme dois modelos utilizados, o NT foi o fator preponderante para a produção algal em cerca de 60% dos reservatórios, fato também observado na análise de regressão linear. Segundo o critério de Carlson, a herbivoria pode ser um importante fator do desenvolvimento algal. Assim, nossos resultados mostraram que a eutrofização por ambos os nutrientes, relevantemente o NT, e a herbivoria merecem ser considerados.

**Palavras-chave:** eutrofização; crescimento fitoplanctônico; qualidade de água; seca.

## ABSTRACT

Nutrient overload in artificial reservoirs can pose a risk to human health and aquatic biodiversity. Thus, the trophic state of a reservoir is an important characteristic for understanding its environmental conditions and possible uses. Its description can be made from the concentration of nutrients, mainly phosphorus. Thus, this study tested the hypothesis that total phosphorus is the limiting nutrient of phytoplankton growth in Brazilian semiarid reservoirs. Three empirical models were used to infer the status of limiting nutrient. In addition, a multiple linear regression analysis was used to establish the causality relationship between nutrients (total nitrogen — TN and total phosphorus — TP) and algal production. The results did not confirm the hypothesis. According to two models used, the TN was the preponderant factor for algal production in about 60% of the reservoirs. This was also observed in the linear regression analysis. According to Carlson's model, herbivory can be an important factor in algal development. Thus, our results showed that eutrophication by both nutrients, especially the TN, and zooplankton grazing deserve to be considered.

**Keywords:** eutrophication; phytoplankton growth; water quality; drought.

## INTRODUÇÃO

A eutrofização tornou-se um dos principais problemas ambientais para lagos e reservatórios em escala mundial (WANG; LIU; ZHENG, 2013; WITHERS *et al.*, 2014). No processo de eutrofização, o ecossistema aquático torna-se mais produtivo por meio do enriquecimento por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio (SCHINDLER *et al.*, 2008), acarretando aumento da produtividade primária e florações de cianofíceas, que ocasionam a deterioração da qualidade da água (ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

Nessa linha, sublinhamos que algumas florações de algas, especialmente cianobactérias, frequentemente associadas com águas eutrofizadas (MINILLO *et al.*, 2016), são tóxicas para plantas e animais. Essa toxidade pode levar ao decréscimo da biodiversidade e representar um risco para a saúde humana por liberar compostos orgânicos que geram sabor e odor e que, em alguns casos, podem ser precursores de trihalometanos (THM) (SALAMEH; HARAHSHEH, 2011).

No Brasil, a contaminação mais drástica por cianotoxinas ocorreu em Caruaru/PE (Nordeste brasileiro — NEB). Nesse episódio, 116 pacientes de hemodiálise foram intoxicados por microcistina e 54 entraram em óbito em decorrência da falência das funções hepáticas. Salienta-se que a água utilizada para realizar a hemodiálise no referido caso era proveniente de açude eutrofizado (AZEVEDO *et al.*, 2002). Viana *et al.* (2009), avaliando dez pontos em Fortaleza/CE (NEB) sobre os riscos de câncer por meio da ingestão oral, inalação ou absorção dermal por THM de água tratada proveniente de reservatório, mostraram que todos os pontos avaliados estavam com concentrações acima ou próximas da máxima permitida pelo Ministério da Saúde do Brasil.

Diversos fatores físicos, químicos e biológicos podem modificar a concentração de nutrientes e, consequentemente, o processo de eutrofização (SMITH, 2009; XU *et al.*, 2010), como a luz (SOARES *et al.*, 2012), a salinidade (TAMMINEN; ANDERSEN, 2007), os sólidos suspensos (CARLSON; HAVENS, 2005; NHIWATIWA *et al.*, 2019), a vegetação de macrófitas aquáticas (BACHMANN *et al.*, 2002), a variabilidade hidroclimática (WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016; RATTAN *et al.*, 2019) e a estrutura da cadeia trófica (ATTAYDE *et al.*, 2007). Diante disso, na última década, principalmente

em região temperada, investigações voltadas para a conservação de lagos destacaram a importância do nitrogênio total (NT) e do fósforo total (PT) na produção primária (SCHINDLER *et al.*, 2008; CONLEY *et al.*, 2009; WANG; WANG, 2009; SCHINDLER, 2012). Nesse sentido, a razão de Redfield (REDFIELD, 1958) tornou-se padrão e tem sido comumente utilizada para a determinação do nutriente limitante em corpos hídricos (SCHINDLER, 2012; DODDS; SMITH, 2016).

Todavia, os limiares dessa razão têm muitas variações na literatura, sendo, por exemplo, 9–1 para Salas e Martino (2001), 10–1 para Lamparelli (2004) e 7–15 para a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 2006). Assim, evidenciou-se que a produção fitoplanctônica pode variar em função de determinado nutriente e/ou ser colimitada por ambos os nutrientes conforme a lei do mínimo de Liebig (1840), a qual afirma que a produtividade local de plantas terrestres deve ser limitada pelo nutriente que está presente no ambiente em menor quantidade em relação às suas exigências para crescimento. Esse postulado também fornece uma base conceitual para a resposta dos ecossistemas aquáticos ao enriquecimento por nutrientes: águas superficiais que recebem baixas entradas de nitrogênio e fósforo são tipicamente improdutivas, enquanto águas enriquecidas fortemente com nutrientes geralmente exibem crescimento abundante de plantas aquáticas (SMITH, 2009).

Portanto, é quase impossível especificar um limite de corte para a relação NT/PT para identificar o nutriente limitante a uma comunidade com várias espécies, haja vista que a relação ótima entre NT/PT varia entre as espécies de fitoplâncton (WANG; WANG, 2009). Schindler *et al.* (2008) e Wang e Wang (2009) apontaram que, para certos casos, a redução da eutrofização depende fortemente da diminuição do aporte de fósforo, uma vez que o PT é o nutriente limitante do crescimento algal. Outros estudos, porém, indicaram que o êxito em controlar a eutrofização está mais relacionado à redução na carga de nitrogênio, pois em alguns casos o NT se constitui no nutriente limitante (LEWIS JR.; WURTSBAUGH; PAERL, 2011; XU *et al.*, 2015), bem como apresentaram a possibilidade de colimitação da produtividade primária ao enriquecimento por ambos NT e PT (MOSS *et al.*, 2013; BRACKEN *et al.*, 2015).

Dessa forma, nos reservatórios eutrofizados do NEB, onde vivem cerca de 50 milhões de pessoas, a identificação do nutriente limitante do crescimento algal é fundamental para o seu gerenciamento. Apesar do conhecimento acumulado sobre a limnologia e o manejo desses reservatórios (PACHECO; LIMA NETO, 2017; LACERDA *et al.*, 2018; ROCHA; MESQUITA; LIMA NETO, 2019; MOURA *et al.*, 2019), que envolvem as fontes de cargas de nutrientes (FREITAS; RIGHETTO; ATTAYDE, 2011; VIDAL; CAPELO NETO, 2014; ARAÚJO; LIMA NETO; BECKER, 2019) e a influência da seca na

qualidade da água (BRASIL *et al.*, 2016; ROCHA JÚNIOR *et al.*, 2018; LIRA; MEDEIROS; LIMA NETO, 2020), as pesquisas que avaliaram o nutriente limitante da produtividade primária e seus fatores associados são raras e locais. Assim, o presente estudo teve por objetivo testar a hipótese de que o fósforo total seria o principal nutriente limitante do crescimento fitoplanctônico em reservatórios do NEB. Ao usarmos 101 reservatórios do estado do Ceará, obtivemos conclusões mais gerais e regionais em relação ao processo de eutrofização dos reservatórios do NEB.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

O estado do Ceará (Figura 1) possui área territorial de 150 mil km<sup>2</sup>, sendo 98,6% dessa extensão inserida em região semiárida, e cerca de nove milhões de habitantes (SUDENE, 2017; IBGE, 2019). Em mais de 87% da área, o embasamento de rocha é cristalino, com solos rasos e pedregosos, cobertos por vegetação de caatinga (ANDRADE, 2016; IPECE, 2017). O clima predominante do estado é do tipo BSh, conforme classificação de Köppen. A região está sob a influência de duas estações: a estação seca e a chuvosa (MEDEIROS; ARAÚJO, 2014). A seca é caracterizada por um período sem precipitação ou com precipitação insignificante, enquanto a chuvosa, também chamada de quadra chuvosa, concentra-se no primeiro semestre do ano (fevereiro a maio), porém, de dezembro a janeiro e em junho, precipitações ocasionais marcam os períodos pré e pós-estação chuvosa, respectivamente. Os principais sistemas causadores de chuva na região são a Zona de Convergência Intertropical do Atlântico Norte, que ocorre predominantemente durante a quadra chu-

vosa, e os Vórtices Ciclônicos de Ar Superior (CAMPOS, 2011). A taxa de evaporação potencial é elevada, da ordem de 2.000 mm/ano, enquanto a precipitação é de 750 mm/ano (DE ARAÚJO *et al.*, 2004). A grande maioria dos rios é naturalmente intermitente, ou seja, são corpos d'água que secam durante a estação seca. A bacia hidrográfica do principal rio do Ceará, o Jaguaribe, drena todo o sul, o centro e o leste do estado. A disponibilidade hídrica do Ceará se alicerça nos reservatórios artificiais – os açudes. De acordo com De Araújo *et al.* (2004), mais de 90% da água demandada pelo Estado é suprida pelos reservatórios. Destaca-se, ainda, que no Ceará existe uma densa rede de pequenos reservatórios, com mais de 20 mil estruturas identificadas (PEREIRA *et al.*, 2019). Atualmente, o Ceará tem capacidade de armazenamento da ordem de 18,6 bilhões de metros cúbicos. Os quatro maiores reservatórios do estado, Castanhão (6.700 hm<sup>3</sup>), Orós (1.940 hm<sup>3</sup>), Banabuiú (1.600 hm<sup>3</sup>) e Araras (891 hm<sup>3</sup>), juntos, representam 60% da capacidade total de armazenagem.

### Dados

Os dados médios anuais das chuvas utilizados neste estudo foram obtidos da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME), enquanto os dados anuais de volume de reservatório, afluência e qualidade da água, como PT, NT e clorofila-*a*, foram obtidos no Portal Hidrológico do Ceará (<http://www.hidro.ce.gov.br/>), desenvolvido em conjunto pela Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (SRH), a FUNCEME e a Companhia da Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH). As característi-

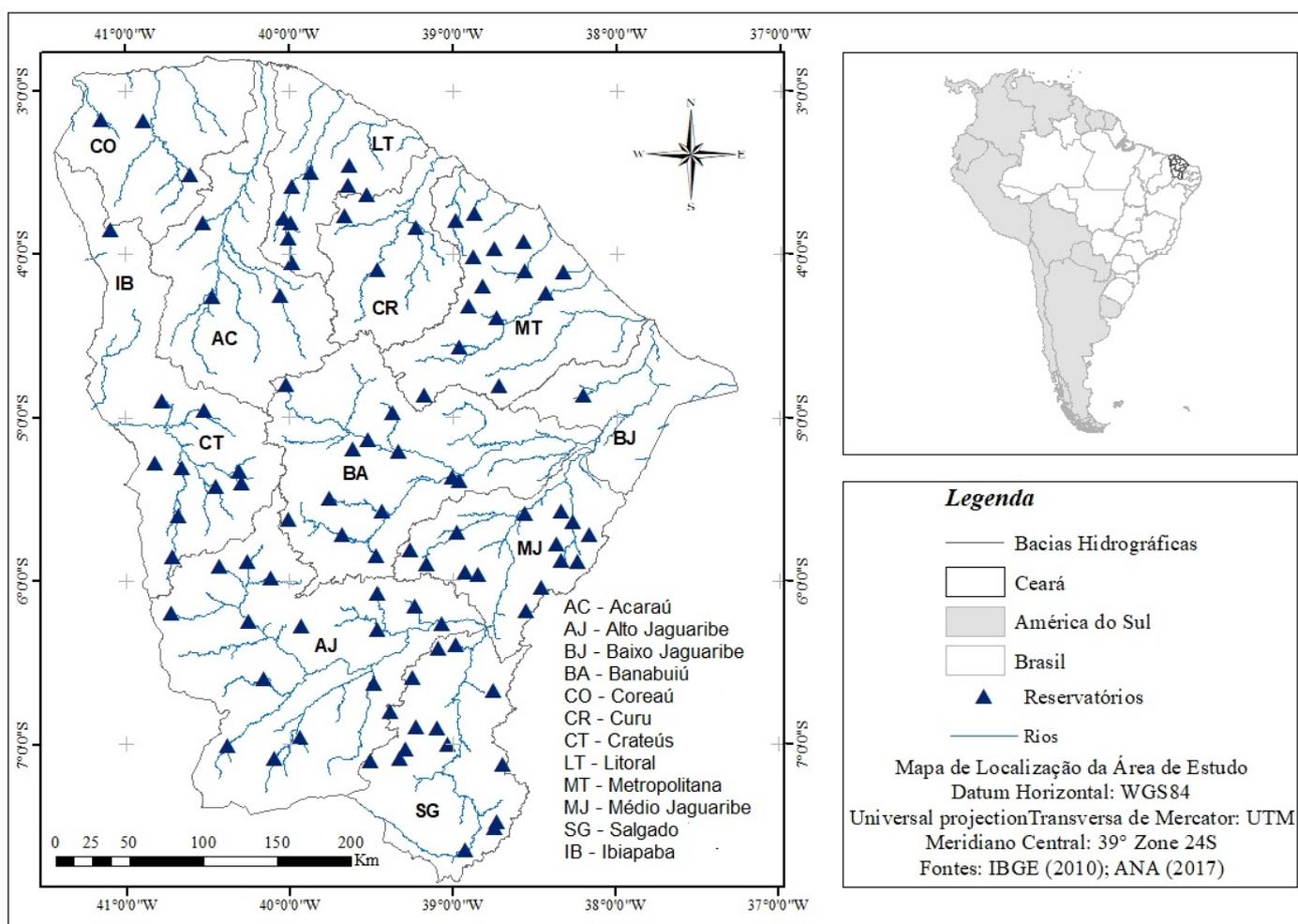
cas técnicas das barragens do reservatório (Tabela 1) foram obtidas no Atlas/SRH (<http://atlas.cogerh.com.br/>), incluindo os quatro maiores reservatórios (Castanhão, Orós, Banabuiú e Araras). Os dados obtidos foram analisados de 2008 a 2017 e compreenderam o total de 101 reservatórios em 12 bacias hidrográficas, a saber: Banabuiú (BA), Alto Jaguaribe (AJ), Médio Jaguaribe (MJ), Baixo Jaguaribe (BJ), Crateús (CT), Salgado (SG), Litoral (LT), Metropolitana (MT), Acaraú (AC), Curu (CR), Coreaú (CO) e Ibiapaba (IB) (Figura 1).

Em função da relevância para o abastecimento do Ceará, análises da variação intra e interanual da vazão afluente, do volume, da qualidade da água e da precipitação média foram realizadas para os quatro maiores reservatórios (Castanhão, Orós, Banabuiú e Araras). Delimitaram-se dois períodos distintos (úmido e seco) para os dados analisados: período úmido

(P1) de 2008 a 2012 e período seco (P2) de 2013 a 2017. Por serem reservatórios prioritariamente utilizados para abastecimento humano e dessedentação animal, os resultados encontrados foram confrontados com os valores estabelecidos pela legislação brasileira via Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005).

**Tabela 1 – Características gerais com valores de mínimo e máximo (média) dos 101 reservatórios em estudo e, especificamente, dos quatro maiores reservatórios (Castanhão, Orós, Banabuiú e Araras).**

	Idade (Anos)	Área da bacia hidrográfica (km <sup>2</sup> )	Área de inundação (ha)	Volume de acumulação (hm <sup>3</sup> )
Todos os Reservatórios	4–117 (40)	3–44.800 (1.567)	0,13–32.500 (1.901)	1,0–6.700 (167)
4 Maiores Reservatórios	14–59 (45)	3.517–44.800 (21.878)	9.600–32.500 (18.128)	891–6.700 (2.783)



**Figura 1 – Localização da área de estudo (estado do Ceará/Brasil), com as bacias hidrográficas e com os 101 reservatórios avaliados.**

## Nutriente limitante

Neste trabalho, três metodologias foram utilizadas para inferir o *status* de nutriente limitante:

### A razão de Redfield

A razão de Redfield estabeleceu o conceito de que as algas, em boas condições de crescimento, terão composição elementar com proporções atômicas relativamente definidas (REDFIELD, 1958). No caso, para N e P, essa relação é de 16:1 (Equação 1).



Assim, se a proporção NT/PT é maior ou igual a 16:1, PT é o mais provável fator limitante para o crescimento de algas. Senão, NT é o nutriente limitante.

### O modelo de Carlson

Carlson (1991) mostrou que diferenças entre os índices de estado trófico (IET), isto é, [IET (Chl *a*) – IET (PT)] e [IET (Chl *a*) – IET (SD)], podem ser utilizadas para inferir os fatores limitantes para a produtividade primária de um lago. A limitação por fósforo ocorre quando IET (Chl *a*) ≥ IET (PT). Entretanto, quando IET

(Chl *a*) < IET (PT), a limitação pode ocorrer por outro fator (por exemplo, luz, herbivoria ou turbidez não algal). Similarmente, as diferenças entre [IET (Chl *a*) – IET (NT)] podem ser usadas para inferir se ocorre limitação por NT (ver, por exemplo, LEE *et al.*, 2010; WANG; LIU; ZHENG, 2013).

### O modelo de Kratzer e Brezonik

Kratzer e Brezonik (1981) demonstraram empiricamente que para [IET (NT) – IET (PT) > 0] os lagos apresentavam limitação por fósforo. Quando [IET

(NT) – IET (PT) < 0], nitrogênio é o nutriente limitante. Próximo de zero, uma colimitação deve dominar o crescimento algal.

## Índice de estado trófico

Os modelos desenvolvidos por Toledo Jr. *et al.* (1983) e por Kratzer e Brezonik (1981) foram utilizados para estimar o nível trófico dos reservatórios. O índice de Toledo Jr. *et al.* (1983) (ver Equações 2, 3 e 4) foi escolhido por ser definido para ambientes tropicais, sendo comumente usado em estudos para determinar a classificação trófica (CHAVES *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2014; WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016) e campanhas de monitoramento de reservatórios semiáridos (PACHECO; CEBALLOS; LIMA NETO, 2016). Kratzer e Brezonik (1981) desenvolveram um índice de estado trófico (IET) para o NT com base em uma concentração crítica de clorofila (Equação 5), verificada no início de condições eutróficas em lagos, por meio da relação entre NT e clorofila-*a* (Chl *a*) para lagos da Flórida. Notoriamente, esse IET desenvolvido para o nitrogênio total é usualmente utilizado para sua determinação (ver, por

exemplo, HAVENS, 1995; MATTHEWS; HILLES; PELLETIER, 2002; CARLSON; HAVENS, 2005).

$$\text{IET (SD)} = 10\{6 - (0,64 + \ln \text{SD})/\ln 2\} \quad (2)$$

$$\text{IET (PT)} = 10\{6 - [\ln(80,32/\text{PT})]/\ln 2\} \quad (3)$$

$$\text{IET(Chl } a) = 10\{6 - [2,04 - 0,695(\ln \text{Chl } a)]/\ln 2\} \quad (4)$$

$$\text{IET(NT)} = 10\{6 - [\ln(1,47/\text{NT})/\ln 2\} \quad (5)$$

Em que:

SD = transparência do disco de Secchi (m);

PT = concentração de fósforo total (µg/L);

Chl *a* = concentração de clorofila-*a* (µg/L);

NT = concentração de nitrogênio total (mg/L).

## Análise estatística

Foram realizadas as análises estatísticas descritivas: média aritmética (± desvio padrão); máximo e míni-

mo para as variáveis limnológicas NT, PT, Chl *a* e SD. Para analisar a relação de causalidade entre os nu-

trientes (NT, PT) e Chl  $\alpha$ , fez-se uma análise de regressão linear múltipla. O poder explicativo da regressão linear é dado pelo coeficiente de determinação ( $R^2$ ); no caso de regressão linear múltipla, adota-se o coeficiente de determinação ajustado, que mede o percentual da variância (comportamento) da variável dependente que é explicado pelas variáveis independentes. Para verificar a significância conjunta das variáveis é utilizado o teste F. O teste de significância individual (*post hoc* test), para cada coeficiente beta ( $\beta$ ) estimado na regressão, é o teste *t*; no caso da regressão múltipla, adota-se o coeficiente beta padronizado, o qual indica qual das variáveis explicativas possui

maior efeito sobre a variável independente (COSTA, 2016; FÁVERO, 2015). Salienta-se que a regressão linear múltipla foi utilizada, em nosso estudo, como ferramenta para fortalecer os resultados observados nos modelos *sub examine*, e seus pressupostos foram testados concomitantemente às análises dos dados. Para os grandes reservatórios, foi aplicado especificamente o teste de Wilcoxon para avaliar as diferenças entre as variáveis limnológicas nos períodos seco e úmido. O nível de significância ( $\alpha$ ) adotado nos testes foi de 5%. Para a entrada, o processamento e a análise dos dados, utilizou-se o *software* Statistical Package for the Social Sciences (SPSS), versão 20.

## RESULTADOS

### Variáveis limnológicas

Em relação a todos os açudes estudados, a concentração média de NT foi 2,29 mg.L<sup>-1</sup> ( $\pm$  2,45;  $n$  = 1.875); variando de 0,03 mg.L<sup>-1</sup> (SG) a 24,84 mg.L<sup>-1</sup> (BA). A concentração média de PT foi 0,15 mg.L<sup>-1</sup> ( $\pm$  0,22;  $n$  = 2.038), com mínimo de 0,01 mg.L<sup>-1</sup> e máximo de 5,06 mg.L<sup>-1</sup> nas bacias AJ e MT, respectivamente. O valor médio geral de Chl  $\alpha$  foi 62,55  $\mu$ g.L<sup>-1</sup> ( $\pm$  117,42;  $n$  = 1.967), com valores mínimo e máximo de 0,10 e 1.671,40  $\mu$ g.L<sup>-1</sup> nas bacias AJ e CR, respectivamente. Assim, em média, as concentrações de ambos os nutrientes e clorofila superaram o valor de referência CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para águas de Classe 1 em ambientes lênticos. O valor médio para SD foi 0,86 m ( $\pm$  0,77;  $n$  = 1.721), variando de 0,05 m (AJ e CT) a 12 m (AJ). A razão NT/PT apresentou valor médio de 21 ( $\pm$  9;  $n$  = 101), sendo o mínimo 6 (CT) e o máximo 51 (MJ). A Figura 2, em diagrama de caixas, ilustra as variações das variáveis limnológicas dos reservatórios em cada bacia hidrográfica.

A análise de regressão linear múltipla, para todos os reservatórios, resultou em um modelo estatístico significativo, em que ambos os nutrientes são precursores da produção algal, explicando cerca de 50% da variabilidade da concentração de Chl  $\alpha$  [ $F(2;1.530) = 754,577$ ;  $R^2 = 0,496$ ;  $p < 0,05$ ]. Os resultados indicam, ainda, que o NT com o maior  $\beta$  é o nutriente mais relevante, pois NT ( $\beta = 0,678$ ;  $t = 33,996$ ;  $p < 0,05$ ) e PT ( $\beta = 0,059$ ;  $t = 2,982$ ;  $p < 0,05$ ). Essa tendência foi similar quando a análise foi realizada em cada bacia hidrográfica (Tabela 2). Em nove delas, o NT foi o principal preditor da produção algal, enquanto o PT foi o principal preditor na bacia BJ e, em duas bacias (CO e

IB), esses nutrientes não se mostraram significativamente relevantes para a produção primária. Contudo, os resultados dessas três bacias devem ser considerados com ressalvas, haja vista o baixo número de dados ( $n < 50$ ) para a realização da análise. A Tabela 2 mostra os resultados da regressão linear múltipla aplicada às bacias hidrográficas. Todos os pressupostos foram alcançados.

Em relação aos grandes reservatórios, em P1 a precipitação anual média foi 832 mm ( $\pm$  358;  $n$  = 20) e, em P2 a média anual foi 519 mm ( $\pm$  99;  $n$  = 20). As vazões afluentes aos reservatórios estratégicos apresentaram, em média, redução da ordem de 12 vezes de P1 para P2, sendo o açude Banabuiú aquele que apresentou a maior variação, cerca de 30 vezes menor. O maior aporte ocorreu para o açude Castanhão (3.670 hm<sup>3</sup> – P1) e o menor ao reservatório Banabuiú (7 hm<sup>3</sup> – P2). Quanto aos volumes acumulados, em média, eles se apresentaram quatro vezes menores em P2, passando do volume de 74,5% em P1 para 20% em P2. O reservatório Orós apresentou o maior volume médio de acumulação, de 79,1%, enquanto o açude Banabuiú apresentou o menor (11,3%).

Durante a quadra chuvosa em P1, o aporte médio aos grandes reservatórios foi 13 vezes superior ao aporte médio observado em P2. As amplitudes dos aportes médios foram: 5,6 (mínimo) e 855,8 hm<sup>3</sup> (máximo) para P1; e 0,7 (mínimo) e 53,5 hm<sup>3</sup> (máximo) para P2. Quanto à precipitação média, a razão entre os valores observados na quadra chuvosa em P1 e P2 foi de 1,5. Os valores de mínimo e máximo em P1 foram 51,7 e 283,9 mm e, em P2, 46,3 e 168,2 mm.

A Figura 3 ilustra a variação interanual do aporte total ( $\text{hm}^3$ ), do volume médio acumulado ( $\text{hm}^3$ ) e das concentrações de nutrientes ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e o comportamento intra-anual do aporte médio ( $\text{hm}^3$ ) e da precipitação média (mm) para os grandes reservatórios.

Em média, as concentrações de nutrientes e Chl *a* aumentaram em P2. A concentração de NT passou de  $1,11 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\pm 1,11$ ;  $n = 16$ ) em P1 para  $1,94 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\pm 1,09$ ;  $n = 66$ ) em P2. Destaca-se o reservatório Banabuiú com concentração em P2 da ordem de nove vezes maior ( $0,280 \text{ mg.L}^{-1}$  – P1;  $2,406 \text{ mg.L}^{-1}$  – P2). Quanto ao PT, as concentrações médias foram  $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\pm 0,06$ ;  $n = 33$ ) em P1 e  $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\pm 0,06$ ;  $n = 70$ ) em P2. Os maiores

aumentos foram observados nos reservatórios Castanhão ( $0,047 \text{ mg.L}^{-1}$  – P1;  $0,085 \text{ mg.L}^{-1}$  – P2) e Orós ( $0,043 \text{ mg.L}^{-1}$  – P1;  $0,074 \text{ mg.L}^{-1}$  – P2). A concentração média de Chl *a* passou de  $16,87 \mu\text{g.L}^{-1}$  ( $\pm 11,4$ ;  $n = 28$ ) em P1, para  $52,68 \mu\text{g.L}^{-1}$  ( $\pm 54,06$ ;  $n = 65$ ) em P2. Em média, para águas de Classe 1, somente a concentração de NT (período úmido) ficou abaixo do recomendado em lei; as concentrações de PT e Chl *a* superaram o valor de referência CONAMA 357 (BRASIL, 2005) em ambos os períodos úmido e seco. A razão NT/PT média em P1 foi 13 ( $\pm 10$ ;  $n = 18$ ) e, em P2, 21 ( $\pm 11$ ;  $n = 54$ ). O teste de Wilcoxon detectou diferença significativa para a variável Chl *a* ( $Z = -2.801$ ,  $P < 0,05$ ) e para a razão NT/PT ( $Z = -2.398$ ,  $P < 0,05$ ) quando comparados os dados entre P1 e P2.

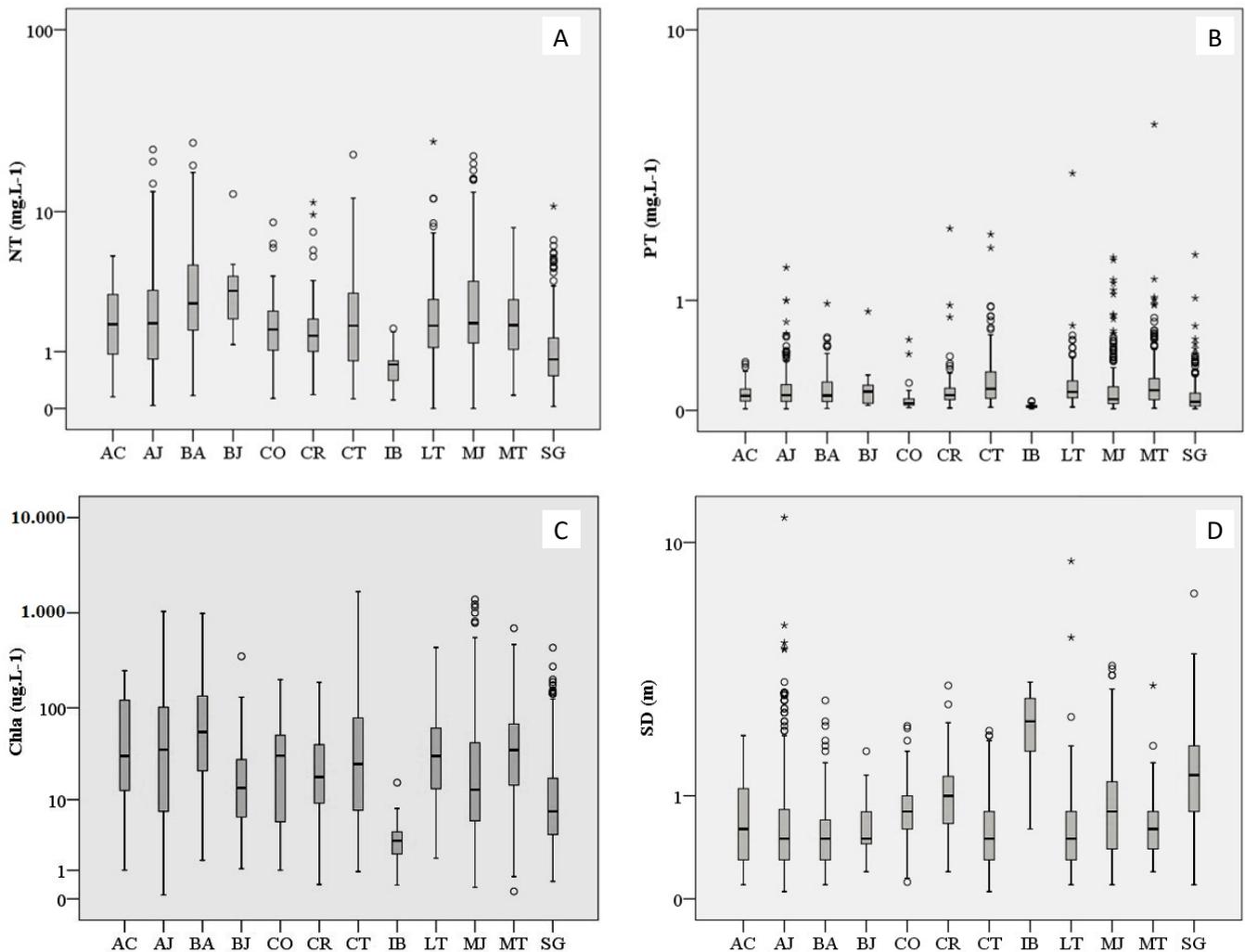


Figura 2 – Variação do (A) nitrogênio total (NT) ( $n = 1.875$ ), (B) fósforo total (PT) ( $n = 2.038$ ), (C) clorofila a (Chl *a*) ( $n = 1.967$ ) e (D) transparência do disco de Secchi (SD) ( $n = 1.721$ ) entre as bacias hidrográficas do estado do Ceará, entre 2008 e 2017. As linhas horizontais dentro dos gráficos indicam a mediana, e os limites dos gráficos indicam os percentis 25 e 75%. Traços acima e abaixo indicam os percentis 90 e 10%. Os círculos e estrelas são *outliers* e pontos extremos, respectivamente.

## Índice de estado trófico

O IET (PT) apresentou valor mínimo de 30 (AC, AJ, MJ, IB, SG) e máximo de 100 (AJ, CR, CT, LT, MJ, MT, SG), com valor médio 63 ( $\pm 13$ ;  $n=2.067$ ); o IET (Chl  $a$ ) variou de 14 (MT) a 100 (AJ, BA, CT, MJ), apresentando média de 62 ( $\pm 14$ ;  $n=1.992$ ); para o IET (SD) o valor mínimo foi 18 (AJ) e o máximo 97 (AJ, CT), com valor médio de 60 ( $\pm 11$ ;  $n = 1.746$ ). Assim, de acordo com Toledo Jr. (1990), os valores encontrados em nos-

sa análise classificaram os IET (PT, Chl  $a$  e SD) desde oligotrófico a hipereutrófico. Consoante ao IET (NT), este variou de 7 (AJ) a 100 (BA, LT), apresentando valor médio de 61 ( $\pm 13$ ;  $n = 1.903$ ). Segundo a classificação de Kratzer e Brezonik (1981), o IET (NT) oscilou de ultraoligotrófico a hipereutrófico. A Figura 4 ilustra as variações dos IET (NT), IET (PT), IET (Chl  $a$ ) e IET (SD) em cada bacia hidrográfica.

**Tabela 2 – Resultados da regressão linear múltipla aplicada às bacias hidrográficas estudadas: teste F (df), coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ) e coeficiente beta padronizado ( $\beta$ ) com teste t (*post hoc* test).**

Bacia	Análise Estatística					
	F	Valor p	$R^2$	$\beta$	t	Valor p
BA	48,648 (2–126)	0,000	0,427	0,438 <sup>NT</sup> 0,320 <sup>PT</sup>	5,658 4,135	0,000 0,000
AJ	199,405 (2–190)	0,000	0,674	0,822 <sup>NT</sup> 0,002 <sup>PT</sup>	18,578 0,036	0,000 0,971
MJ	133,363 (2–149)	0,000	0,637	0,803 <sup>NT</sup> 0,003 <sup>PT</sup>	10,637 -0,035	0,000 0,972
BJ	58,623 (2–5)	0,000	0,943	-0,706 <sup>NT</sup> 1,628 <sup>PT</sup>	-2,371 5,470	0,064 0,003
CT	43,081 (2–114)	0,000	0,420	0,635 <sup>NT</sup> 0,032 <sup>PT</sup>	6,811 0,342	0,000 0,733
SG	59,440 (2–210)	0,000	0,355	0,707 <sup>NT</sup> -0,185 <sup>PT</sup>	9,618 -2,510	0,000 0,013
LT	38,516 (2–176)	0,000	0,297	0,554 <sup>NT</sup> -0,006 <sup>PT</sup>	7,891 -0,080	0,000 0,937
MT	68,045 (2–352)	0,000	0,275	0,495 <sup>NT</sup> 0,125 <sup>PT</sup>	10,814 2,737	0,000 0,007
AC	32,564 (2–52)	0,000	0,539	0,725 <sup>NT</sup> 0,055 <sup>PT</sup>	7,400 0,561	0,000 0,577
CR	60,489 (2–64)	0,000	0,643	0,817 <sup>NT</sup> -0,047 <sup>PT</sup>	10,888 -0,628	0,000 0,532
CO	2,664 (2–39)	0,082	0,075	-	-	-
IB	0,972 (2–20)	0,395	-0,003	-	-	-

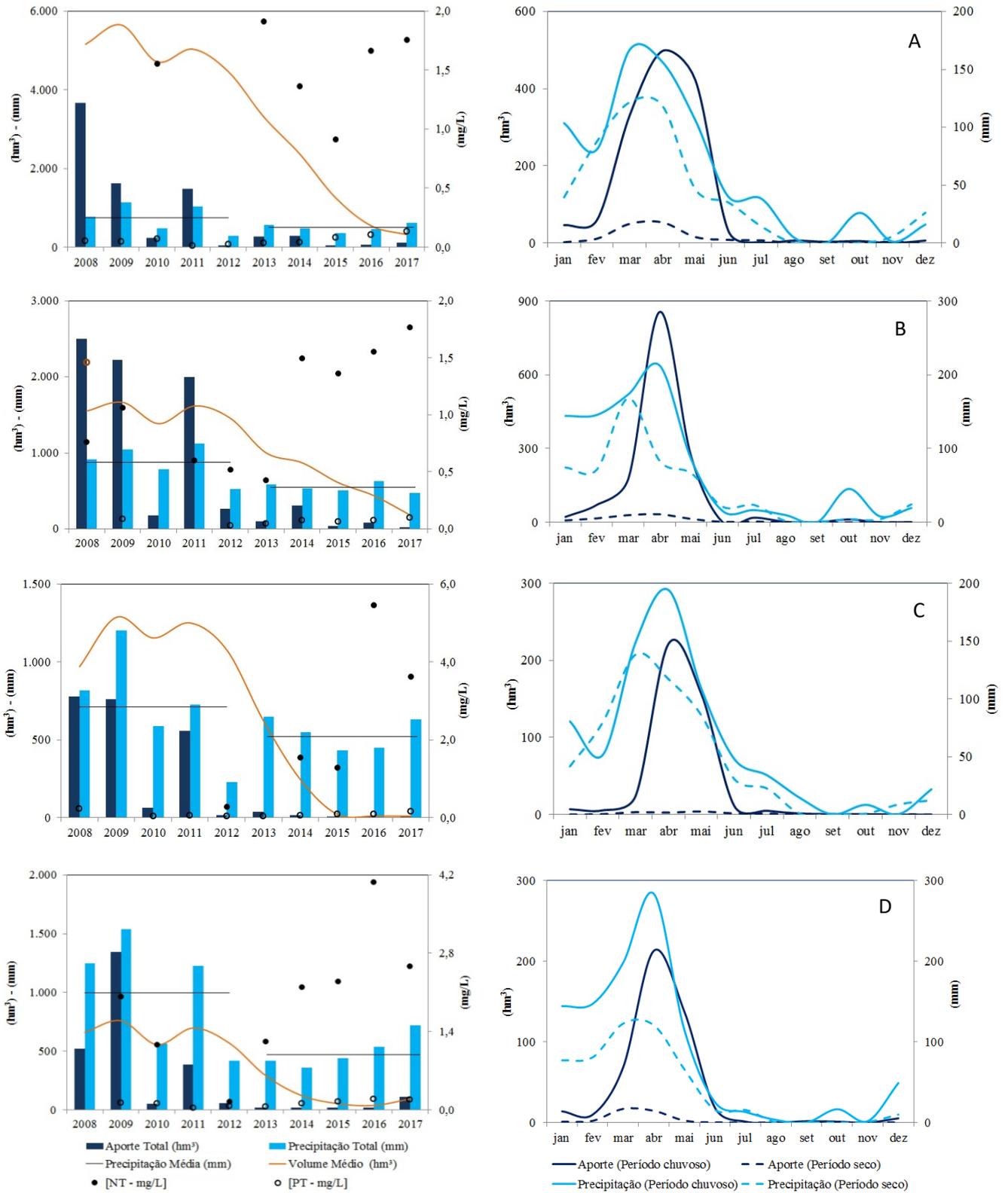


Figura 3 – Variação interanual do aporte total ( $\text{hm}^3$ ), do volume médio de acumulação ( $\text{hm}^3$ ) e das concentrações de nutrientes e variação intra-anual do aporte médio ( $\text{hm}^3$ ) e da precipitação média (mm) para os reservatórios estratégicos do Ceará nos períodos chuvoso (2008 a 2012) e seco (2013 a 2017). (A) Açude Castanhão, (B) açude Orós, (C) açude Banabuiú, (D) açude Araras.

## Nutriente limitante

O número de reservatórios com limitação por PT, de acordo com a razão de Redfield, foi 69, sendo o NT estimado como nutriente limitante em 31 dos 101 reservatórios. Os reservatórios Muquém (AJ) e São José III (CT) apresentaram valores de NT/PT bem próximos de 16, o que pode indicar uma possível colimitação da produção algal por nutrientes. O modelo de Kratzer e Brezonik (1981) sugeriu o PT como nutriente limitante em 40 reservatórios e o NT em 61 (Figura 5). Nesse modelo, os reservatórios Gameleira (BL) e Malcozinhado (BM) apresentaram resultados de  $[IET(NT) - IET(PT)]$  próximos a 0, o que também pode ser indício de colimitação por nutrientes.

No que diz respeito às bacias hidrográficas, dez bacias foram preferencialmente limitadas por PT para a razão de Redfield, destacando-se as bacias SG e MJ, nas quais 13 reservatórios (87%) apresentaram o PT como nutriente limitante, e a bacia AJ, com 12 reservatórios (80%). Em relação à limitação por NT, o modelo mostrou forte limitação por esse nutriente somente na bacia CT, com oito reservatórios (80%). Na bacia LT, a razão de Redfield apresentou metade dos reservatórios limitados por NT e a outra metade por PT. Por outro lado, o modelo de Kratzer e Brezonik (1981) mostrou resultados distintos. Quatro bacias apenas

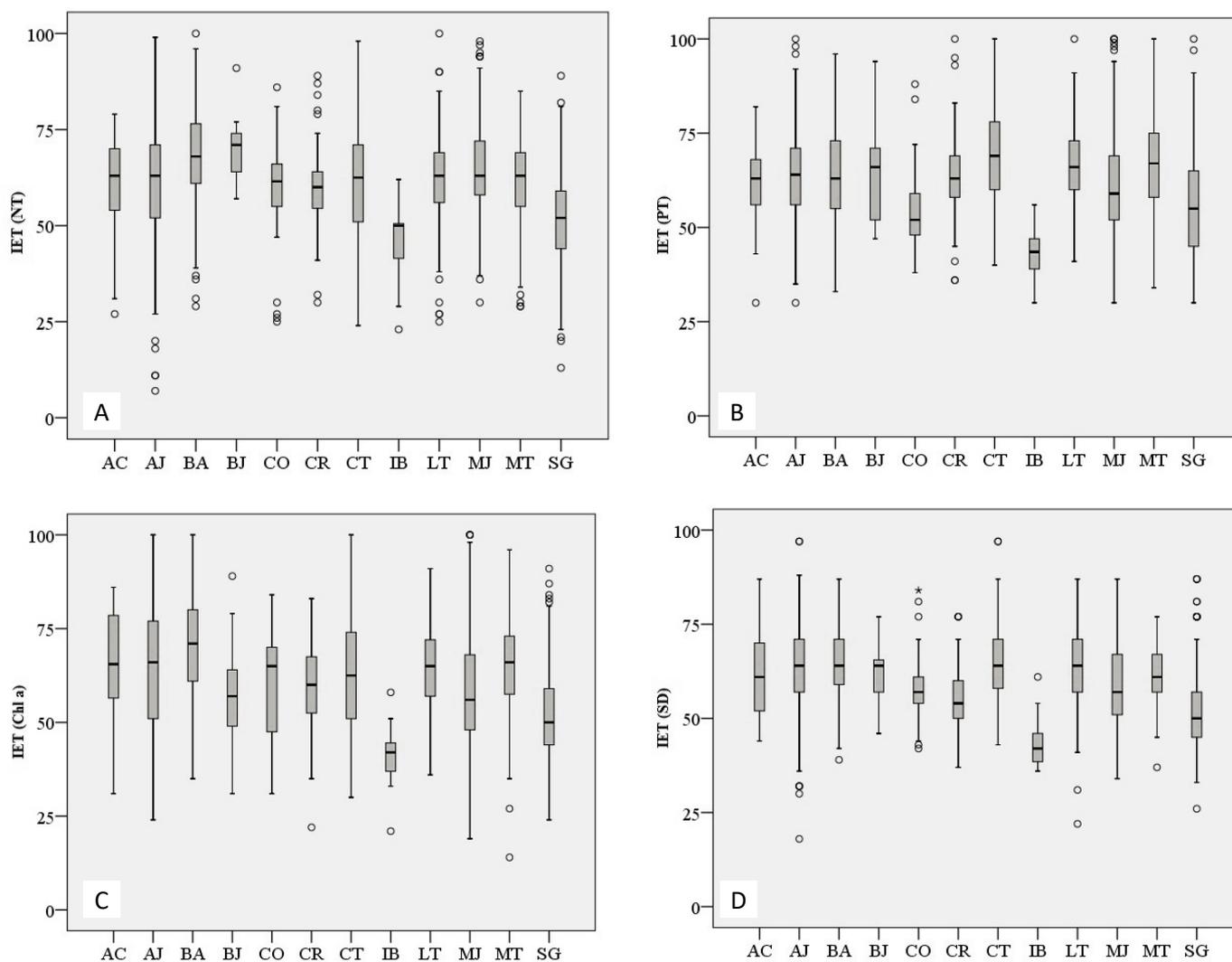


Figura 4 – Diagrama de caixas das variações, durante o período de 2008 a 2017, dos valores de (A) IET (NT), (B) IET (PT), (C) IET (Chl a) e (D) IET (SD) [D] em cada bacia. As linhas horizontais dentro dos gráficos indicam a mediana e os limites dos gráficos indicam os percentis 25 e 75%. Traços acima e abaixo indicam os percentis 90 e 10%. Os círculos representam os *outliers*.

apresentaram o PT como o nutriente limitante, destacando-se MJ, com 11 reservatórios (73%). O NT foi o nutriente mais relevante para a produção algal em oito bacias, destacando-se as bacias SG, com limitação por NT em 12 reservatórios (80%), e a bacia MT, em 10 (71%).

O modelo de Carlson (1991) sugeriu que o NT é o fator preponderante, consoante ao desenvolvimento da produtividade primária para a maioria dos açudes avaliados, estando, também, em concordância com os resultados da regressão linear. No geral, o modelo sugeriu que o PT foi o nutriente limitante em 42 dos reservatórios, sendo 59 influenciados por outro fator (como turbidez abiótica e/ou forrageamento). Pertinente ao NT, este foi estimado como nutriente limitante em 64 dos açudes, com 37 tendo sua limitação da produção primária decorrente de outro fator (como turbidez abiótica e/ou forrageamento).

Analisando por bacias, o modelo revelou que quatro bacias hidrográficas apresentaram seus reservatórios com limitação algal por PT, destacando-se a bacia (BA), com oito reservatórios (73%); sete bacias apresentaram seus reservatórios com limitação algal por outros fatores (bióticos e/ou abióticos), destacando-se a bacia (SG), com 12 reservatórios (80%), e a bacia (MT), com variação de 50% dos reservatórios tanto para PT quanto para outros fatores. A análise entre NT *versus* fatores bióticos e/ou abióticos mostrou que nove bacias hidrográficas apresentaram seus reservatórios com limitação da produção algal por NT, destacando-se as bacias (AJ), com 13 reservatórios (87%), (BA), com nove reservatórios (82%), e (CT), com oito reservatórios (80%); e três bacias hidrográficas com reservatórios possuindo limitação da produção primária por fatores bióticos e/ou abióticos. Nestas, destaca-se a bacia (MJ), com 14 reservatórios (93%). A Figura 6 ilustra os fatores limitantes da produção primária, conforme Carlson (1991), para os 101 reservatórios avaliados.

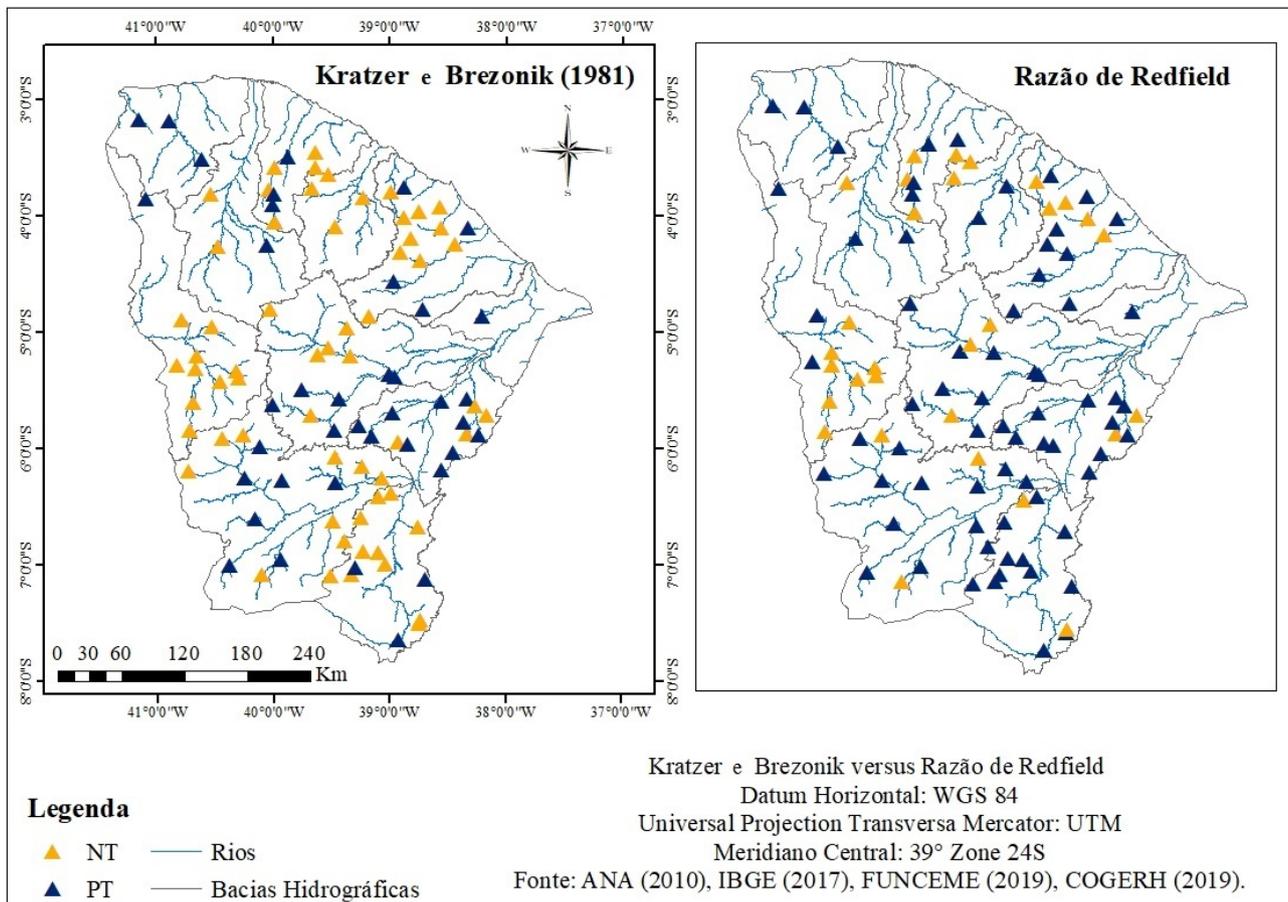
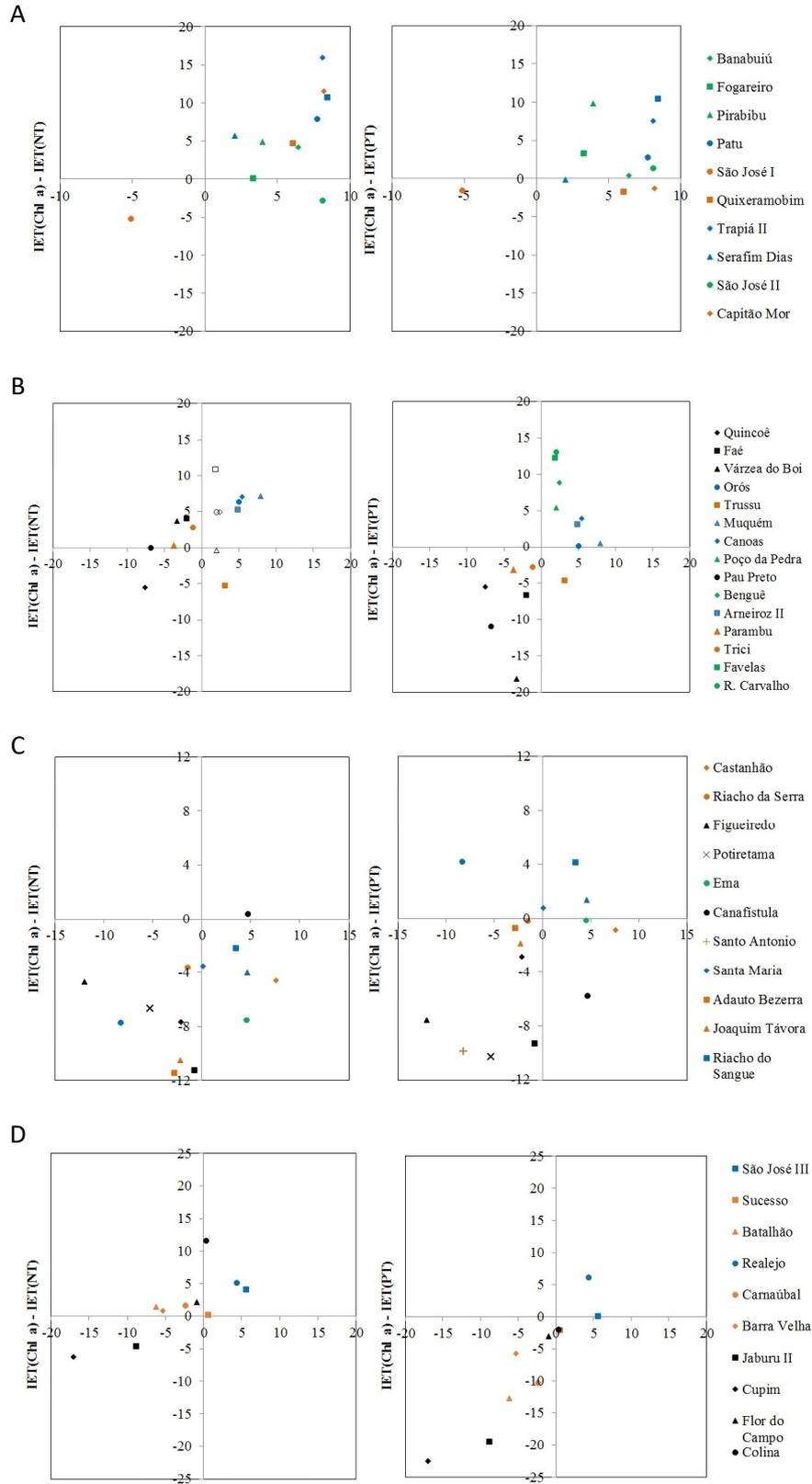


Figura 5 – Nutriente limitante nos reservatórios do estado do Ceará, conforme o modelo de Kratzer e Brezonik (1981) e a razão de Redfield. Triângulos em laranja correspondem à limitação por nitrogênio total (NT) e, em azul, à limitação por fósforo total (PT).



Continua...

**Figura 6 – Predição do nutriente limitante para os 101 reservatórios do Estado do Ceará, conforme o critério de Carlson (1991). Bacias: (A) BA, (B) AJ, (C) MJ, (D) CT, (E) SG, (F) LT, (G) MT e (H) BJ, AC, CR, CO e IB.**

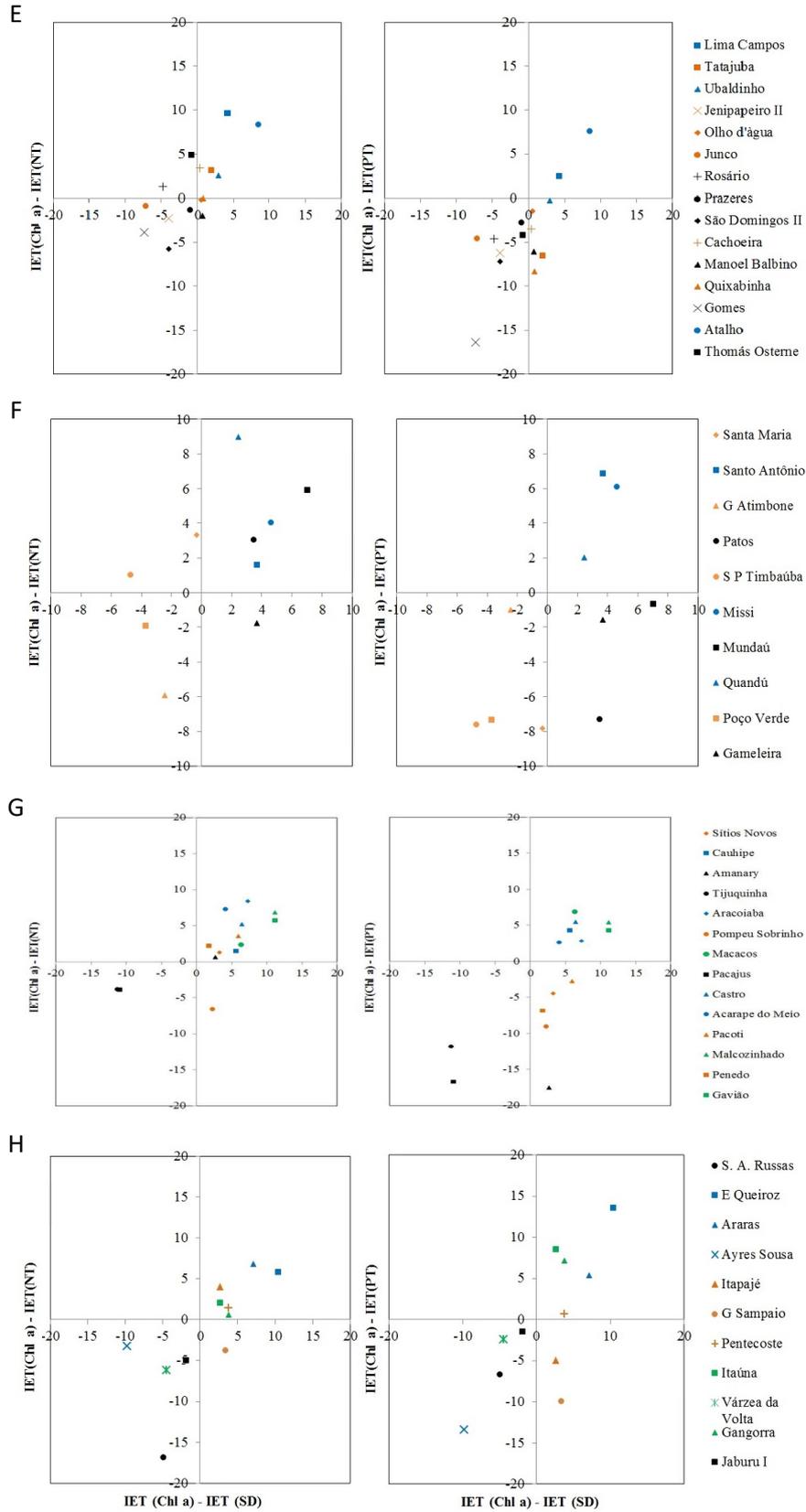


Figura 6 – Continuação.

Para os grandes reservatórios, os resultados mostraram que o nutriente limitante variou conforme o período. Em P1, a limitação do crescimento algal foi predominantemente pelo NT; em P2, essa limitação foi mais em decorrência do PT (Tabela 3).

Quanto à análise de regressão linear múltipla, apenas o modelo aplicado ao período P2 foi significativo (Tabela 4), explicando praticamente a metade da variação da produção algal (43%) e indicativo do PT como o melhor preditor da produção algal para os grandes reservatórios. Todos os pressupostos da regressão foram alcançados.

## DISCUSSÃO

Este estudo avaliou o nutriente limitante da produção algal em reservatórios do estado do Ceará (NEB). Nossa hipótese, de que o PT seria o principal nutriente a afetar o processo de eutrofização em seus reservatórios, não foi confirmada. Conforme dois de três modelos utilizados em nossa análise, além de ser o nutriente mais representativo, o NT foi o preditor mais importante do crescimento algal.

Segundo a razão de Redfield, os açudes cearenses aqui avaliados, em sua maioria, apresentaram o PT como nu-

triente limitante do crescimento algal. Esse resultado apresenta-se em concordância com os estudos desenvolvidos por Rocha Júnior *et al.* (2018), nos quais o PT foi considerado um importante fator relacionado com a estimativa da biomassa fitoplanctônica e com a qualidade da água em reservatórios de regiões tropicais e subtropicais. Também está de acordo com Paulino, Oliveira e Avelino (2013), que avaliaram diversos açudes monitorados pela COGERH no período de 2008 a 2011,

**Tabela 3 – Nutriente limitante da produção algal para grandes reservatórios do Ceará de acordo com os períodos úmido P1 (2008–2012) e seco P2 (2013–2017) e o modelo aplicado.**

Período	Reservatório	Nutriente limitante		
		Redfield (1958)	Kratzer e Brezonik (1981)	Carlson (1991)
P1	Castanhão	NT	NT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON
	Orós	NT	NT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON E/OU NT
	Banabuiú	NT	NT	PT E/OU NT
	Araras	NT	NT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON E/OU NT
P2	Castanhão	PT	NT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON
	Orós	PT	PT	PT E/OU NT
	Banabuiú	PT	PT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON E/OU PT
	Araras	PT	NT	PT E/OU NT

NT: nitrogênio total; PT: fósforo total.

**Tabela 4 – Resultados da regressão linear múltipla aplicada aos grandes reservatórios de acordo com os períodos úmido P1 (2008–2012) e seco P2 (2013–2017): teste F (df), coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ) e coeficiente beta padronizado ( $\beta$ ) com teste t (*post hoc* test).**

Período	Análise estatística					
	F	Valor p	$R^2$	$\beta$	t	Valor p
P1	1,766 (2–13)	0,210	0,093	–	–	–
P2	22,236 (2–54)	0,000	0,431	0,328 <sup>NT</sup> 0,432 <sup>PT</sup>	2,710 3,571	0,009 0,001

indicando que, nos açudes cearenses, em 14% das relações NT/PT o NT foi o nutriente limitante e, em 65%, o PT. Entretanto, o resultado encontrado pelo critério de Redfield mostrou-se antagônico aos resultados da análise aplicada entre a biomassa algal (estimada pela concentração de Chl *a*) e os nutrientes (NT e PT). A análise de regressão indicou o NT como o melhor preditor da concentração de Chl *a* (Tabela 2). Esse fato pode indicar uma limitação da razão de Redfield em avaliar o nutriente limitante em lagos artificiais do semiárido brasileiro. Assim, os resultados da regressão linear múltipla estão em concordância com aqueles obtidos por Wang e Wang (2009), que refutaram o uso da razão NT/PT como índice para discriminar o nutriente limitante do fitoplâncton. Todavia, os mesmos autores salientaram que o PT é o principal fator regulador da produção primária, independentemente da concentração de NT.

De acordo com o modelo de Carlson (1991), os resultados sugeriram que o NT é o fator preponderante quanto à produção algal. Esse resultado é consonante com o obtido pela regressão linear múltipla. O modelo sugere ainda limitação do crescimento algal por fatores abióticos (turbidez abiótica) e/ou fatores bióticos, como herbivoria. Conforme Esteves e Suzuki (2011), a produtividade primária fitoplanctônica está estreitamente ligada a fatores bióticos (por exemplo, reprodução do fitoplâncton e herbivoria) e abióticos (por exemplo, temperatura e radiação solar), os quais podem inibi-la ou estimulá-la. Quanto à turbidez abiótica, partículas em suspensão na coluna d'água podem ser decorrentes da ação do vento que, em razão da baixa profundidade dos reservatórios, é capaz de gerar ressuspensão de sedimentos, tornando a água turva (LIMA *et al.*, 2015). Além disso, o comportamento de bioturbação da tilápia-do-nilo, espécie de peixe muito utilizada em peixamento nos reservatórios da região, é outra explicação plausível para a alta turbidez da água, acarretando diminuição da concentração de Chl *a* nos reservatórios (STARLING *et al.*, 2002; TEIXEIRA; ATTAYDE, 2015; ZHANG; MEI; GULATI, 2017). Por oportuno, conforme Carlson e Havens (2005), o método de Carlson é interpretativo, não preditivo, portanto as interpretações devem ser sugeridas com cautela e com conhecimento de limnologia. Esse modelo sugere possibilidades, mas não fornece interpretações definitivas. Mesmo assim, pode ser uma ferramenta de baixo custo que aponta para variáveis de monitoramento mais complexas.

De acordo com o modelo de Kratzer e Brezonik (1981), os reservatórios avaliados apresentaram predomina-

temente o NT como fator limitante do desenvolvimento fitoplanctônico. Esse resultado apresenta concordância com a regressão linear múltipla testada (Tabela 2) e com estudos anteriores (LIMA *et al.* 2015; BRASIL *et al.*, 2016; DODDS; SMITH, 2016), que têm demonstrado a importância do NT para o processo de eutrofização em lagos tropicais. Ainda, de acordo com Xu *et al.* (2010), mesmo em corpos hídricos nos quais o nitrogênio é fator limitante, há grandes possibilidades de a produção primária permanecer elevada, haja vista a abundância desse nutriente na atmosfera, que também funciona como reservatório para o fitoplâncton. Conforme Wetzel (2001), quando o fósforo está disponível em quantidades adequadas para suportar o metabolismo, a disponibilidade de nitrogênio pode se tornar limitante. Essa limitação é geralmente observada sob condições eutróficas. No caso de alta carga de fósforo, a utilização planctônica de nitrogênio pode exceder os insumos e esgotar o suprimento de nitrogênio na zona tropogênica. Assim, a limitação por nitrogênio pode ser encontrada quando há alto nível de fósforo como consequência de perturbações humanas ou algum tipo de solo rico em fósforo (PHILLIPS *et al.*, 2008).

Há distintas avaliações quanto à relação entre enriquecimento de nutrientes, eutrofização da água e proliferação de algas:

- quando a concentração de PT na água é baixa, esse pode ser o fator limitante para induzir a eutrofização e florações de algas;
- quando a concentração de PT aumenta rapidamente na água, outro fator pode se tornar limitante, por exemplo, luz, pH, temperatura, salinidade, profundidade da água ou vento (YANG *et al.*, 2008).

Esses autores apontaram que 80% da eutrofização em lagos e reservatórios é restrita por PT, cerca de 10% é relativa ao NT e os outros 10% devem-se a outros fatores, em média. No presente estudo, os resultados que agregam os três modelos utilizados diferem das conclusões desses autores. Encontramos valores da ordem de 50% para ambos PT e NT, 58% atribuídos a fatores bióticos e abióticos quando comparados com o PT e 37% quando comparados com o NT.

Todavia, para o período avaliado neste estudo, a seca prolongada no estado do Ceará, com redução drástica do volume armazenado de água (RABELO; LIMA NETO, 2018),

contribuiu para o aumento da concentração de nutrientes nesses corpos hídricos (WIEGAND *et al.*, no prelo). A concentração de PT também pode ter aumentado em função da carga interna liberada do sedimento (WIEGAND *et al.*, 2014) e das baixas afluições ocorridas nesse período. A concentração de NT pode ter sido oriunda de atividades (como plantio e dessedentação animal) desenvolvidas na bacia hidráulica dos reservatórios. Duas explicações à tendência de limitação por nitrogênio nesses ecossistemas são plausíveis e não excludentes:

- os corpos hídricos estudados receberam, por décadas, efluentes urbanos proporcionalmente mais ricos em fósforo que nitrogênio (MOSS *et al.*, 2013);
- a intensa atividade bacteriana, a alta temperatura e a desoxigenação do sedimento aumentam a liberação de fósforo dos sedimentos para coluna de água, enquanto o nitrogênio pode diminuir por causa da desnitrificação (VERAART; KLEIN; SCHEFFER, 2011; MOSS *et al.*, 2013).

Em relação aos grandes reservatórios cearenses, vários estudos têm identificado possíveis fontes de aporte de nutrientes, principalmente fósforo. Nessa linha, Molisani *et al.* (2015) e Santos *et al.* (2017) relataram que a bacia do reservatório Castanhão recebe cargas de nutrientes de fontes naturais que incluem a deposição atmosférica e a desnudação de solos e de fontes antropogênicas como a agricultura irrigada, a pecuária, a aquicultura e o escoamento urbano. De acordo com Santos *et al.* (2014), o açude Orós recebe aporte de esgoto bruto oriundo da cidade de Iguatu, e as atividades agropecuárias em terras baixas e as culturas de arroz e feijão podem contribuir para o aumento concentração de nutrientes. Batista *et al.* (2014) acrescentaram a grande quantidade de descarte de resíduos e a presença de ração originada da criação de peixes em tanques-rede como possíveis fontes de fósforo para as águas desse açude. Atinente às águas do reservatório Banabuiú, as maiores contribuições de nutrientes são oriundas dos solos e da agricultura (COGERH, 2011) e, para o açude Araras, a carga de fósforo é proveniente da criação de bovídeos nas vilas localizadas às suas margens e do lançamento de esgoto bruto produzido por seus habitantes que geralmente não utilizam fossa e vivem nas seis sedes municipais inseridas na bacia (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

Portanto, em concordância com estudos anteriores (MOLISANI *et al.*, 2015; SANTOS *et al.* 2017; LACERDA *et al.*,

2018), é plausível que as alterações na qualidade da água desses reservatórios estejam diretamente associadas à ocupação e uso de suas bacias de drenagem e ao tipo e intensidade de atividades realizadas dentro dos mesmos, especialmente a piscicultura. Assim, possivelmente tais atividades ajudam a explicar como o NT se torna o nutriente limitante no período P1. Em relação ao período P2, os resultados sugerem que o impacto da seca, diminuindo o volume acumulado de água dos açudes, gerou, por consequência, elevação na concentração de nutrientes. No NEB, a variação espaço-temporal das chuvas influencia diretamente no volume de acumulação de seus reservatórios (DE ARAÚJO; BRONSTERT, 2016) e, em períodos de seca, é notório o aumento na concentração de nutrientes e Chl *a* nesses corpos hídricos. Corroborando esses achados, Brasil *et al.* (2016), Jeppesen *et al.* (2015) e Rocha Júnior *et al.* (2018) mostraram que a redução no nível de água frequentemente resulta em altas concentrações de nutrientes, alta biomassa de fitoplâncton e baixa transparência da água. Dessa forma, como ocorre elevação na concentração de ambos NT e PT, é possível que o nutriente limitante esteja associado àquele que se apresenta em menor concentração — no caso dos grandes reservatórios, o PT. Todavia, há que se considerar os fatores ambientais, conforme mostraram Barros *et al.* (2019).

Finalmente, em se tratando de gerenciamento das águas dos reservatórios, principalmente aqueles destinados ao abastecimento humano, o conhecimento dos fatores controladores do processo de eutrofização é de suma importância. Em geral, NT e PT limitam a produtividade primária em lagos, e prevê-se que a concentração de Chl *a* seja positivamente correlacionada com esses nutrientes (FILSTRUP; DOWNING, 2017). A constatação de que as relações NT/PT são determinantes para o domínio das cianobactérias (SMITH, 1983) é, também, de grande importância prática para o gerenciamento desses sistemas. As proliferações de algas nocivas, especificamente aquelas causadas por cianobactérias, tornaram-se uma das preocupações mais críticas para o abastecimento de água potável, bem como para manter a sustentabilidade ecológica e econômica dos ecossistemas de água doce em todo o mundo (LI; HANSSON; PERSSON, 2018). As razões NT/PT podem ser manipuladas pelo tratamento de esgoto e a remoção de nutrientes, desde que realizados de forma cautelosa. Os níveis absolutos de nutrientes, principalmente de fósforo, podem ser ainda mais importantes para o domínio das cianobactérias do que suas proporções (XU *et al.*, 2015).

De acordo com os nossos resultados, o NT, o PT e a herbivoria sobre o fitoplâncton apresentaram-se como importantes reguladores da produção algal. No Ceará, o desenvolvimento de cianobactérias não está correlacionado somente com a concentração de PT e a razão NT/PT (BARROS *et al.*, 2019); outros fatores, como o clima seco e quente da região, as elevadas taxas de evaporação e a condutividade elétrica, mostraram-se relevantes no controle da comunidade cianofícea. Logo, o desenvolvimento de uma estratégia apropriada de gerenciamento de nutrientes é muito importante. Conforme Conley *et al.* (2009), em lagos dominados por

cianobactérias como aquelas do gênero *Microcystis*, comuns nos reservatórios do NEB (MOURA; ARAGÃO-TAVARES; AMORIM, 2018), as estratégias de redução da carga de nutrientes limitadas ao fósforo provavelmente falharão. O controle simultâneo de fósforo e nitrogênio é necessário para controlar efetivamente *Microcystis*. Nesse sentido, Xu *et al.* (2015) sugeriram que o estabelecimento de limiares de nutrientes, definidos como os níveis críticos de nitrogênio e fósforo que controlam uma mudança abrupta do domínio de cianobactérias, é uma abordagem prática e mais econômica para a gestão da eutrofização.

## CONCLUSÕES E SUGESTÕES

O presente estudo analisou o nutriente limitante do processo de eutrofização em uma centena de reservatórios no semiárido brasileiro entre 2008 e 2017, fazendo uso de três modelos empíricos e de análise de regressão linear múltipla. Com base em dois desses modelos, o NT foi o fator preponderante para a produção algal em cerca de 60% dos reservatórios. Todavia, por ser mais abrangente, o critério de Carlson mostrou ainda forte limitação do crescimento algal em decorrência de fatores bióticos e abióticos. O NT também foi o nutriente que, estatisticamente, apresentou melhor causalidade com o crescimento fitoplanctônico (estimado em função da concentração de Chl *a*). Ou seja, o PT não é o principal nutriente limitante do fitoplâncton nos reservatórios avaliados.

Em relação à análise para os grandes reservatórios, o nutriente limitante variou conforme o período. Para o período úmido (2008–2012), a limitação do crescimento algal foi predominantemente pelo NT; para o período seco (2013–2017), essa limitação foi em decorrência do PT. Assim, considerados sob uma visão mais ampla, nossos resultados mostraram que a eutrofização tanto por nutrientes (NT e PT) quanto por outros fatores (como turbidez abiótica e/ou forrageamento) merecem consideração conforme os modelos testados. Dessa forma, ações que visem minimizar o processo de eutrofização devem avaliar cada reservatório de acordo com suas características. Há que se considerar,

ainda, novas perspectivas quanto ao manejo integrado entre quantidade e qualidade das águas, principalmente para os grandes reservatórios, nos quais muitas vezes essas demandas são antagônicas.

Por fim, com vistas ao gerenciamento da eutrofização, sugere-se:

- a adoção de medidas discriminatórias para reservatórios de diferentes estados tróficos, como a realização de ações de engenharia ambiental, com foco na redução concomitante da carga de fósforo e nitrogênio, e nesse sentido os açudes altamente eutróficos ora identificados deveriam ser priorizados; e a realização de ações preventivas de controle do processo de eutrofização em reservatórios mesotróficos;
- o estabelecimento de uma área experimental para definir os possíveis níveis críticos de nitrogênio e fósforo relacionados com florações de cianobactérias;
- a avaliação de diferentes mecanismos de controle do processo de eutrofização, por exemplo, a biomanipulação.

Nesse sentido, há que se reservar açudes de pequeno porte em diferentes bacias hidrográficas para estabelecer uma plataforma experimental limnológica.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) (Processo PNE-0112-00042.01.00/16) o apoio financeiro

para a realização do presente trabalho. O terceiro autor agradece ao CNPq a bolsa de pós-doutorado júnior (Processo 155814/2018-4).

## REFERÊNCIAS

- ANDRADE, E. M. de. O Semiárido cearense e suas águas. In: ANDRADE, E. M. de; PEREIRA, O.; DANTAS, E. (orgs.). *Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural*. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2016. p. 55-80.
- ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. *Anais da Academia Brasileira de Ciências (Online)*, v. 91, n. 3, e20180441, 2019. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180441>
- ARRUDA, N. M. B.; RIZZI, N. E.; MIRANDA, T. L. G. Análise multivariada na avaliação da qualidade de água do reservatório de Foz do Areia, Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 37, p. 26-37, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820159514>
- ATTAYDE, J. L.; OKUN, N.; BRASIL, J.; MENEZES, R.; MESQUITA, P. Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 3, p. 450-461, 2007.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by mycrocystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, v. 181-182, p. 441-446, 2002. [https://doi.org/10.1016/s0300-483x\(02\)00491-2](https://doi.org/10.1016/s0300-483x(02)00491-2)
- BACHMANN, R. W.; HORSBURGH, C. A.; HOYER, M. V.; MATARAZA, L. K.; CANFIELD JR., D. E. Relations between trophic state indicators and plant biomass in Florida lakes. *Hydrobiologia*, v. 470, p. 219-234, 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1015660922494>
- BARROS, M. U. G.; WILSON, A. E.; LEITÃO, J. I. R.; PEREIRA, S. P.; BULEY, R. P.; FERNANDEZ-FIGUEROA, E. G.; CAPELO NETO, J. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful Algae*, v. 86, p. 128-137, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.05.006>
- BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; IZÍDIO, N. S. C.; LOPES, F. B. Sazonalidade e variação espacial do índice de estado trófico do açude Orós, Ceará, Brasil. *Revista Agroambiente*, v. 8, n. 1, p. 39-48, 2014. <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v8i1.1362>
- BRACKEN, M. E. S.; HILLEBRAND, H.; BORER, E. T.; SEABLOOM, E. W.; CEBRIAN, J.; CLELAND, E. E.; ELSER, J. J.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; NGAI, J. T.; SMITH, J. E. Signatures of nutrient limitation and co-limitation: responses of autotroph internal nutrient concentrations to nitrogen and phosphorus additions. *Oikos*, v. 124, n. 2, p. 113-121, 2015. <http://dx.doi.org/10.1111/oik.01215>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 357. *Diário Oficial da União*, n. 53, p. 58-63, 2005.
- BRASIL, J.; ATTAYDE, J. L.; VASCONCELOS, F. R.; DANTAS, D. D. F.; HUSZAR, V. L. M. Drought induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 770, n. 1, p. 145-164, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-015-2578-5>
- CAMPOS, J. N. B. Águas superficiais no semiárido brasileiro: desafios ao atendimento aos usos múltiplos. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; PAZ, V. P. S. (orgs.). *Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p. 249-268.
- CARLSON, R. E. Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs. *Enhancing the States' Lake Management Programs*, p. 59-71, 1991.
- CARLSON, R. E.; HAVENS, K. E. Simple Graphical Methods for the Interpretation of Relationships Between Trophic State Variables. *Lake and Reservoir Management*, v. 21, n. 1, p. 107-118, 2005. <https://doi.org/10.1080/07438140509354418>

- CHAVES, F. I. B.; LIMA, P. F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. *Acta Scientiarum*, v. 35, n. 4, p. 505-511, 2013. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsi.v35i4.18261>
- COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (COGERH). *Inventário Ambiental*. Fortaleza: Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos, 2011.
- CONLEY, D. J.; PAERL, H. W.; HOWART, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LANCELOT, C.; LIKENS, G. E. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009. <https://doi.org/10.1126/science.1167755>
- COSTA, G. G. O. *Análise Multivariada Light: Sem Matemática*. Rio de Janeiro: Ciência Moderna, 2016. v. 1.
- DE ARAÚJO, J. C.; BRONSTERT, A. A method to assess hydrological drought in semi-arid environments and its application to the Jaguaribe River basin, Brazil. *Water International*, v. 41, n. 2, p. 213-230, 2016. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1113077>
- DE ARAÚJO, J. C.; DÖLL, P.; GÜNTNER, A.; KROL, M.; ABREU, C. B. R.; HAUSCHILD, M.; MEDIONDO, E. M. Water Scarcity Under Scenarios for Global Climate Change and Regional Development in Semiarid Northeastern Brazil. *IWRA, Water International*, v. 29, n. 2, p. 209-220, 2004. <https://doi.org/10.1080/02508060408691770>
- DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, v. 6, n. 2, p. 155-164, 2016. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- ESTEVEES, F. A.; SUZUKI, M. S. Comunidade fitoplanctônica. In: ESTEVES, F. A.; SUZUKI, M. S. *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 375-445.
- FÁVERO, L. P. *Análise de dados: modelos de regressão com Excel, Stata e SPSS*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.
- FILSTRUP, C. T.; DOWNING, J. A. Relationship of chlorophyll to phosphorus and nitrogen in nutrient-rich lakes. *Inland Waters*, v. 7, n. 4, p. 385-400, 2017. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1375176>
- FREITAS, F. R. S.; RIGHETTO, A. M.; ATTAYDE, J. L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semiárido brasileiro. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 3, p. 655-665, 2011. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1503.16>
- HAVENS, K. E. Secondary nitrogen limitation in a subtropical lake impacted by non-point source agricultural pollution. *Environmental Pollution*, v. 89, n. 3, p. 241-246, 1995. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00076-p](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00076-p)
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades e estados*. IBGE. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html>>. Acesso em: 10 fev. 2019.
- INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). *Anuário Estatístico do Ceará 2017: Recursos Naturais e Meio Ambiente*. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/anuario/anuario2017/territorio/recursos.htm>>. Acesso em: 10 fev. 2019.
- JEPPESEN, E.; BRUCET, S.; NASELLI-FLORES, L.; PAPASTERGIADOU, E.; STEFANIDIS, K.; NÖGES, T.; NÖGES, P.; ATTAYDE, J. L.; ZOHARY, T.; COPPENS, J.; BUCAK, T.; MENEZES, R. F.; FREITAS, F. R. S.; KERNAN, M.; SONDERGAARD, M.; BEKLIOGLU, M. 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, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2169-x>

- KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Resources Bulletin*, v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x>
- LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; SILVA, F. A. T. F. Limnology of the largest multi-use artificial reservoir in NE Brazil: The Castanhão Reservoir, Ceará State. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 90, n. 2, supl. 1, p. 2073-2096, 2018. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201820180085>
- LAMPARELLI, M. C. *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. 238f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LEE, J.; KIM, J. M.; KIM, D. S.; HWANG, S. J.; AN, K. G. Nutrients and chlorophyll a dynamics in a temperate reservoir influenced by Asian monsoon along with *in situ* nutrient enrichment bioassays. *Limnology*, v. 11, n. 1, p. 49-62, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10201-009-0289-1>
- LEWIS JR., W. M.; WURTSBAUGH, W. A.; PAERL, H. W. Rationale for Control of Anthropogenic Nitrogen and Phosphorus to Reduce Eutrophication of Inland Waters. *Environmental Science Technology*, v. 45, n. 24, p. 10300-10305, 2011. <https://dx.doi.org/10.1021/es202401p>
- LI, J.; HANSSON, L.A.; PERSSON, K. Nutrient Control to Prevent the Occurrence of Cyanobacterial Blooms in a Eutrophic Lake in Southern Sweden, Used for Drinking Water Supp. *Water*, v. 10, n. 7, p. 919, 2018. <https://dx.doi.org/10.3390/w10070919>
- LIEBIG, J. Die chemie in ihrer Anwendung auf Agrikultur und Physiologie. Veinegn: Braunschweig, 1840. 342 p. Disponível em: <[http://www.deutschestextarchiv.de/book/view/liebig\\_agricultur\\_1840?p=39](http://www.deutschestextarchiv.de/book/view/liebig_agricultur_1840?p=39)>. Acesso em: 3 jun. 2020.
- LIMA, P. F.; SOUSA, M. S. R.; PORFÍRIO, A. F.; ALMEIDA, B. S.; FREIRE, R. H. F.; SANTAELLA, S. T. Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a Brazilian semiarid reservoir. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 37, n. 3, p. 309-318, 2015. <https://doi.org/10.4025/actasciobiols.v37i3.27160>
- LIRA, C. C. S.; MEDEIROS, P. H. A.; LIMA NETO, I. E. Modelling the impact of sediment management on the trophic state of a tropical reservoir with high water storage variations. *Anais da Academia Brasileira de Ciências (Online)*, v. 92, n. 1, p. e20181169, 2020. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020181169>
- MATTHEWS, R.; HILLES, M.; PELLETIER, G. Determining trophic state in Lake Whatcom, Washington (USA), a soft water lake exhibiting seasonal nitrogen limitation. *Hydrobiologia*, v. 468, p. 107-121, 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1015288519122>
- MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J.C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. *Journal of Soils and Sediments*, v. 14, p. 1216-1223, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0809-9>
- MINILLO, A.; CASALI, M. P.; ISIQUE, W. D.; LEITE, M. A.; ROCHA, O. Acumulação de microcistinas no mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* e riscos para a biota aquática. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 41, p. 42-57, 2016. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820160051>
- MOLISANI, M. M.; MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H.; BARROSO, H. S.; MOREIRA, M. O. P.; BECKER, H.; REZENDE, C. E.; FRANCO, M. A. L.; FARIAS, E. G. G.; CAMARGO, P. B. Relative effects of nutrient emission from intensive cage aquaculture on the semiarid reservoir water quality. *Environmental Monitoring Assessment*, v. 187, n. 11, p. 707-721, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4925-4>
- MOSS, B.; JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T. L.; LIU, Z. Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*, v. 710, p. 3-21, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1033-0>

- MOURA, A. N.; ARAGÃO-TAVARES, N. K. C.; AMORIM, C. A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, Northeast Brazil: A review. *Journal of Limnology*, v. 77, n. 2, p. 179-188, 2018. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1646>
- MOURA, D. S.; LIMA NETO, I. E.; CLEMENTE, A.; OLIVEIRA, S.; PESTANA, C. S. J.; APARECIDA DE MELO, M.; CAPELO-NETO, J. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. *Chemosphere*, v. 246, p. 125686, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125686>
- NHIWATIWA, T.; WASSERMAN, R. J.; MASEKO, Z.; DALU, T. Identifying environmental drivers of chlorophyll-a dynamics in Austral subtropical ephemeral ecosystems. *Limnologica*, v. 74, p. 38-41, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.11.001>
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. OECD, 2006.
- PACHECO, C. H. A.; CEBALLOS, B. S. O.; LIMA NETO, I. E. A regression analysis to determine the level of eutrophication of a reservoir in the Brazilian semiarid. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, v. 9, n. 2, p. 274-289, 2016.
- PACHECO, C. H. A.; LIMA NETO, I. E. Effect of Artificial Circulation on the Removal Kinetics of Cyanobacteria in a Hypereutrophic Shallow Lake. *Journal of Environmental Engineering*, v. 143, n. 12, p. 06017010, 2017. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001289](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001289)
- PAULINO, W. D.; OLIVEIRA, R. R. A.; AVELINO, F. F. Classificação do estado trófico para o gerenciamento de reservatórios no semiárido: a experiência da COGERH no estado Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013. *Anais...* Bento Gonçalves, 2013.
- PEREIRA, B.; MEDEIROS, P.; FRANCKE, T.; RAMALHO, G.; FOERSTER, S.; ARAÚJO, J. C. Assessment of the geometry and volumes of small surface water reservoirs by remote sensing in a semi-arid region with high reservoir density. *Hydrological Sciences Journal*, v. 64, n. 1, p. 66-79, 2019. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1566727>
- PHILLIPS, G.; PIETILÄINEN, O. P.; CARVALHO, L.; SOLIMINI, A.; LYCHE SOLHEIM, A.; CARDOSO, A. C. Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, v. 42, n. 2, p. 213-226, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9180-0>
- RABELO, U. P.; LIMA NETO, I. E. Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará. *Revista DAE*, v. 66, n. 212, p. 61-79, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.023>
- RATTAN, K. J.; BLUKACZ-RICHARDS, E. A.; YATES, A. G.; CULP, J. M.; CHAMBER, P. A. Hydrological variability affects particulate nitrogen and phosphorus in streams of the Northern Great Plains. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 21, p. 110-125, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.12.008>
- REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, v. 46, n. 3, p. 205-221, 1958.
- ROCHA JÚNIOR, C. A. N.; COSTA, M. R. A.; MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, e106, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2117>
- ROCHA, S. M. G.; MESQUITA, J. B. F.; LIMA NETO, I. E. Análise e modelagem das relações entre nutrientes e fitoplâncton em reservatórios do Ceará. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 54, p. 134-147, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190536>
- SALAMEH, E.; HARAHSEH, S. Eutrophication Processes in Arid Climates. In: ANSARI, A. A.; GILL, S. S.; LANZA, G. R.; RAST, W. (orgs.). *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. San Marcos: Springer Science + Business Media B.V., 2011. p. 69-90. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9625-8>

- SALAS, H. J.; MARTINO, P. *Metodologías Simplificadas Para La Evaluación De Eutroficación En Lagos Cálidos Tropicales*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), 2001. 63 p.
- SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; AGUIAR, J. E.; CHALLAR, G.; SILVA, F. A. T. F.; LACERDA, L. D. Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian Northeast region under intense drought conditions. *Journal Of Limnology*, v. 76, n. 1, p. 41-51, 2017. <https://doi.org/10.4081/Jlimnol.2016.1433>
- SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E.M.; ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. Q. Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. *Revista Ciência Agronômica*, v. 45, n. 1, p. 35-44, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902014000100005>
- SCHINDLER, D. W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 279, n. 1746, p. 4322-4333, 2012. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1032>
- SCHINDLER, D. W.; HECKY, R. E.; FINDLAY, D. L.; STANTON, M. P.; PARKER, B. R.; PATERSON, M. J.; BEATY, K. G.; LYNG, M.; KASIAN, S. E. M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-years whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>
- SMITH, V. H. Eutrophication. *Encyclopedia of Inland Waters*, v. 3, p. 61-73, 2009.
- SMITH, V. H. Low nitrogen to phosphorus ratios favour dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, v. 221, n. 4611, p. 669-771, 1983. <https://doi.org/10.1126/science.221.4611.669>
- SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; AZEVEDO, S. M. O. F.; BRANCO, C. W. C.; HUSZAR, V. L. M. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica*, v. 42, n. 3, p. 197-203, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.11.002>
- STARLING, F.; LAZZARO, X.; CAVALCANTI, C.; MOREIRA, R. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 12, p. 2443-2452, 2002. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.01013.x>
- SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). *Nova delimitação Semiárido*. Brasília: Coordenação Geral de Estudos e Pesquisas, Avaliação, Tecnologia e Inovação, 2017. 63 p.
- TAMMINEN, T.; ANDERSEN, T. Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Seagradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, v. 340, p. 121-138, 2007. <https://doi.org/10.3354/meps340121>
- TEIXEIRA, L. H.; ATTAYDE, J. L. Synergistic effects between omnivorous filter-feeding fish and nutrient enrichment on algal biomass. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 27, n. 2, p. 223-227, 2015. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X6913>
- TOLEDO JR., A. P. *Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1990. 12 p. (Relatório Interno CETESB.).
- TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12., 1983. *Anais...* Camboriú, 1983, p. 1-34.
- VERAART, A. J.; KLEIN, J. J. M.; SCHEFFER, M. Warming can boost denitrification disproportionately due to altered oxygen dynamics. *PloS One*, v. 6, n. 3, e18508, 2011. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0018508>

- VIANA, R. B.; CAVALCANTE, R. M.; BRAGA, F. M. G.; VIANA, A. B.; ARAÚJO, J. C.; NASCIMENTO, R. F.; PIMENTEL, A. S. Risk assessment of trihalomethanes from tap water in Fortaleza, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 151, p. 317-325, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0273-y>
- VIDAL, T. F.; CAPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v. 18, n. 4, p. 402-407, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000400007>
- WANG, H.; WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. *Progress in Natural Science*, v. 19, n. 10, p. 1445-1451, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2009.03.009>
- WANG, L.; LIU, L.; ZHENG, B. Eutrophication development and its key regulating factors in a water-supply reservoir in North China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 25, n. 5, p. 962-970, 2013. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60120-X](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60120-X)
- WETZEL, R. G. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3 ed. San Diego: Academic Press/Elsevier, 2001. 1006 p.
- WIEGAND, M. C.; RIBEIRO, D. C.; NASCIMENTO, A. T. P.; ARAÚJO, J. C. O sedimento como fonte de fósforo em açudes eutrofizados do semiárido. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 11., 2014, João Pessoa/Paraíba. *Anais...* João Pessoa, 2014. CD-ROM.
- WIEGAND, M. C.; NASCIMENTO, A. T. P.; COSTA, A. C.; LIMA NETO, I. E. Trophic state changes of Brazilian semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. *Journal of Arid Environments*, no prelo.
- WIEGAND, M. C.; PIEDRA, J. I. G.; ARAÚJO, J. C. Vulnerability towards eutrophication of two tropical lakes in both humid (Cuba) and semiarid (Brazil) climates. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21 n. 2, p. 415-424, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016139527>
- WITHERS, P. J. A.; NEAL, C.; JARVIE, H. P.; DOODY, D. G. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? *Sustainability*, v. 6, n. 9, p. 5853-5875, 2014. <https://doi.org/10.3390/su6095853>
- XU, Y.; CAI, Q.; HAN, X.; SHAO, M.; LIU, R. Factors regulating trophic status in a large subtropical reservoir, China. *Environmental Monitoring*, v. 169, n. 1-4, p. 237-248, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1165-5>
- XU, H.; PAERL, H. W.; QIN, B.; ZHU, G.; HALL, N. S.; WU, Y. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science Technology*, v. 49, n. 2, p. 1051-1059, 2015. <https://doi.org/10.1021/es503744q>
- YANG, X.; WU, X.; HAO, H.; HE, Z. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, v. 9, n. 3, p. 197-209, 2008. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>
- ZHANG, X.; MEI, X.; GULATI, D. Effects of omnivorous tilapia on water turbidity and primary production dynamics in shallow lakes: implications for ecosystem management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 27, p. 245-254, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9458-6>

