



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

BRENDA LARA DUARTE SOUZA CARNEIRO

**PREVISÃO DE ANÓXIA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS SEMIÁRIDOS NOS
PERÍODOS CHUVOSO E SECO**

FORTALEZA

2022

BRENDA LARA DUARTE SOUZA CARNEIRO

PREVISÃO DE ANÓXIA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS SEMIÁRIDOS NOS
PERÍODOS CHUVOSO E SECO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C287p Carneiro, Brenda Lara Duarte Souza.
Previsão de anóxia em reservatórios tropicais semiáridos nos períodos chuvoso e seco / Brenda Lara Duarte Souza Carneiro. – 2022.
67 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2022.
Orientação: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.

1. eutrofização. 2. oxigênio dissolvido. 3. carga interna. 4. fósforo. 5. estratificação. I. Título.

CDD 627

BRENDA LARA DUARTE SOUZA CARNEIRO

PREVISÃO DE ANÓXIA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS SEMIÁRIDOS NOS
PERÍODOS CHUVOSO E SECO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Aprovada em:

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Mário Ubirajara Gonçalves Barros
Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH)

Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Aos meus pais, Aurivam e Arruda.

AGRADECIMENTOS

À minha família que está sempre presente, torcendo por mim todos os dias e dividindo as angústias e felicidades enfrentadas. À minha mãe, Aurivam e minha irmã, Bárbara, por todo o amor, paciência e suporte dedicado a mim. Ao Márcio, pelo suporte durante às inusitadas mudanças da vida. Ao Davi, o melhor companheiro de vida, com quem compartilho todos os momentos, que me entende, aconselha e sempre acredita e confia em mim. Vocês sempre estiveram presentes nesses anos de mestrado me auxiliando, escutando e dando forças para continuar, mesmo diante de uma pandemia.

Aos meus amigos, Jeysa, Rennan, Rícaro e Lenise, que compartilhamos das mesmas vivências da profissão e da vida, estando sempre presentes mesmo à distância.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Iran Eduardo, que me orientou durante as fases do estudo, instigando o gosto pelo desenvolvimento da pesquisa científica, sendo solícito e compreensível diante de todas as dificuldades apresentadas no decorrer do mestrado.

Ao Dr. Mário Barros, pelas suas importantes contribuições para o desenvolvimento deste trabalho.

À Prof. Dra. Vanda Malveira, que me acompanha desde a graduação, sempre me aconselhando e auxiliando no meu desenvolvimento profissional e pessoal.

À Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) por prover os dados necessários para a realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), que financiou este estudo por meio da manutenção da bolsa do mestrado.

“A ciência é muito mais do que um corpo de conhecimento. É uma maneira de pensar.”
(CARL SAGAN, 1995).

RESUMO

O nível de oxigênio dissolvido (OD) no hipolímnio dos lagos e reservatórios pode levar a condições de anóxia, que favorecem a liberação de fósforo pelo sedimento de fundo na coluna d'água. Entretanto, para estimar a liberação de nutriente do sedimento é extremamente importante quantificar a duração da anóxia. Em regiões de baixas latitudes, as águas próximas aos sedimentos são mais quentes que nas regiões temperadas e a eutrofização é geralmente mais severa, acelerando potencialmente a depleção de oxigênio, estendendo o período anóxico e ocasionando o espessamento da camada anóxica, fatores que podem acarretar na mortalidade de organismos, notadamente peixes, presentes na biota aquática. Tendo em vista que as equações disponíveis para quantificar a duração da anóxia foram desenvolvidas para lagos temperados, verificou-se a necessidade de quantificar efetivamente este período nos lagos e nos reservatórios localizados em outras regiões climáticas, como o semiárido. Neste estudo, foi analisada a dinâmica de estratificação térmica, em função do coeficiente de Estabilidade Relativa da Coluna d'Água (RWCS), o qual foi correlacionado com o comportamento do OD para dezenove reservatórios tropicais semiáridos, localizados no Estado do Ceará. Os valores de RWCS foram maiores durante a estação chuvosa, quando a duração da anóxia foi mais prolongada e o hipolímnio encontrava-se mais espesso em relação à profundidade total da água. Então, duas novas equações de quantificação da duração da anóxia, baseadas na equação original desenvolvida para climas temperados, foram adaptadas para a estação chuvosa e seca da região tropical semiárida. Os resultados mostraram que as equações propostas apresentavam um maior desempenho comparadas à equação original, que apresenta uma tendência a subestimar a anóxia nos reservatórios. Este trabalho fornece uma ferramenta simples e ajustada localmente para melhor quantificar os eventos de anóxia e subsidiar a modelagem da qualidade da água e da carga interna de fósforo para reservatórios tropicais semiáridos.

Palavras-chave: eutrofização; oxigênio dissolvido; carga interna; fósforo; estratificação; estabilidade térmica.

ABSTRACT

The dissolved oxygen (DO) level in the hypolimnion of lakes and reservoirs can reach anoxic conditions, which favor the release of phosphorus from the sediment bed to the water column. However, to estimate nutrient release from sediment is extremely important to quantify the duration of anoxia. In low latitude regions, the water-sediment layer is warmer than in temperate regions and eutrophication is usually more severe, potentially accelerating oxygen depletion, extending the anoxia period and result in an anoxic layer thicker, factor that may lead mortality of organisms, notably fish, present in the aquatic biota. Considering that the available equations to quantify the duration of anoxia were developed for temperate lakes, there is a need to effectively quantify this period in lakes and reservoirs located in other climate regions, such as the semiarid. In this study, the dynamics of thermal stratification was analyzed as a function of the Relative Water Column Stability coefficient (RWCS) and then correlated with DO dynamics for nineteen tropical semiarid reservoirs, located in the State of Ceará. RWCS values were higher during the rainy season, when anoxia duration was longer and the hypolimnion was thicker with respect to total water depth. Then, two new equations for quantification of anoxia duration, based on the equation originally developed for temperate climate, were adapted for the wet and dry seasons of the tropical semiarid region. The results showed that the proposed equations presented a better performance compared to original one, which tends to underestimate anoxia in tropical semiarid reservoirs. This work intended to provide simple and locally adjusted tools to better quantify anoxic events and support the water quality and internal phosphorus load modeling for tropical semiarid reservoirs.

Keywords: eutrophication; dissolved oxygen; internal load; phosphorus; stratification; thermal stability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Perfil vertical do oxigênio dissolvido (OD) e da temperatura na coluna d'água em um lago.....	19
Figura 2 – Perfil típico da estratificação térmica em reservatórios	21
Figura 3 – Perfil de variação da temperatura com a profundidade em lagos	21
Figura 4 – Dinâmica do RWCS e parâmetros de qualidade da água com a profundidade em um reservatório.	24
Figura 5 – Relação entre temperatura, oxigênio dissolvido e RWCS para um lago temperado.	24
Figura 6 – Diagrama esquemático do modelo de carga de fósforo para um lago com camada de sedimentos.....	27
Figura 7 – Ciclo de produção e decomposição do fósforo em lagos estratificados.....	28
Figura 8 – Localização e características dos reservatórios no Estado do Ceará, Brasil.....	32
Figura 9 – Estado trófico dos açudes do estudo (2016-2021).	33
Figura 10 – Série histórica da precipitação e do volume máximo para os reservatórios: a) R1 (Castanhão); b) R13 (Acarape do Meio).....	34
Figura 11 – Variação do oxigênio dissolvido e da temperatura com a profundidade no decorrer do ano (2018) para os açudes: a) R1 (Castanhão); b) R13 (Acarape do Meio).....	36
Figura 12 – Séries temporais de oxigênio dissolvido, temperatura e RWCS para o açude Castanhão (R1).....	42
Figura 13 – Séries temporais de oxigênio dissolvido, temperatura e RWCS para o açude Acarape do Meio (R13).	43
Figura 14 – Profundidade da oxiclina em relação à profundidade total do reservatório para os períodos: a) chuvoso; b) seco.....	44
Figura 15 – Correlações entre RWCS e Fator de Anóxia Observado (AF_o) para os açudes: a) R1 (Castanhão); b) R13 (Acarape do Meio).....	45
Figura 16 – Dinâmica dos reservatórios R1 (Castanhão) e R13 (Acarape do Meio) quanto à concentração de OD.	46
Figura 17 – Frequência de anóxia dos reservatórios: a) R1; e b) R13.....	46
Figura 18 – Ajustes das equações do Fator de Anóxia Temperado (AF_T) para o período: a) chuvoso; b) seco.....	48
Figura 19 – Distribuição dos valores do Fator de Anóxia Temperado (AF_T) e Fator de Anóxia Semiárido (AF_S) para o período: a) chuvoso; b) seco.....	49
Figura 20 – Correlação entre RWCS e os Fatores de Anóxia (AF_T e AF_S) para os reservatórios: a) R1 (Castanhão); b) R13 (Acarape do Meio).	55
Figura 21 – Adequação dos cenários às equações de AF_T e AF_S nos períodos: a) chuvoso e b) seco.	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Caracterização hidrológica e da qualidade da água de cada reservatório do estudo	32
Tabela 2	– Ajuste das equações para o período chuvoso para os reservatórios R1 e R13	47
Tabela 3	– Ajuste das equações para o período seco para os reservatórios R1 e R13	48
Tabela 4	– Distribuição dos resultados do ajuste da equação para cada açude no período chuvoso	51
Tabela 5	– Distribuição dos resultados do ajuste da equação para cada açude no período seco	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

OD	Oxigênio Dissolvido
PT	Fósforo Total
AF	Fator de Anóxia
RWCS	Estabilidade Térmica Relativa da Coluna d'Água

LISTA DE SÍMBOLOS

AF_S	Fator de anóxia dos reservatórios semiáridos
$AF_{S,wet}$	Fator de anóxia dos reservatórios semiáridos para o período chuvoso
$AF_{S,dry}$	Fator de anóxia dos reservatórios semiáridos para o período seco
AF_o	Fator de anóxia dos reservatórios observado
AF_T	Fator de anóxia dos reservatórios temperados
$AF_{T,wet}$	Fator de anóxia dos reservatórios temperados para o período chuvoso
$AF_{T,dry}$	Fator de anóxia dos reservatórios temperados para o período seco
$\frac{\bar{z}}{A_o}$	Fator morfométrico do reservatório
\bar{z}	Profundidade média do reservatório
A_o	Área superficial do reservatório

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	17
2.1. Objetivo principal.....	17
2.2. Objetivos específicos.....	17
3 REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1. Dinâmica do oxigênio dissolvido em lagos.....	18
3.2. Estratificação e estabilidade térmica em lagos	20
3.2.1. <i>Estratificação térmica</i>	20
3.2.2. <i>Estratificação química e suas consequências</i>	21
3.2.3. <i>Estabilidade</i>	22
3.2.4. <i>Estratificação e estabilidade térmica nos reservatórios tropicais</i>	25
3.3. Fósforo nos açudes.....	25
3.3.1. <i>Modelagem de fósforo em reservatórios</i>	27
3.3.1.1. <i>Modelagem de fósforo para reservatórios semiáridos</i>	28
3.4. Anóxia em reservatórios.....	29
3.4.1. <i>Anóxia dos reservatórios semiáridos</i>	30
4 METODOLOGIA	31
4.1. Área de estudo: hidrologia e seleção dos reservatórios	31
4.2. Dados e estudos de campo.....	33
4.3. Comportamento do oxigênio dissolvido e da temperatura com a profundidade.....	35
4.4. Estabilidade térmica dos açudes	36
4.5. Estratificação térmica e oxigênio dissolvido	37
4.6. Quantificação da anóxia em reservatórios	37
4.7. Quantificação da anóxia em reservatórios tropicais semiáridos	38
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	40
5.1. Relação entre estratificação, estabilidade e anóxia dos reservatórios	40
5.2. Variação sazonal da anóxia.....	45
5.3. Quantificação da anóxia em reservatórios tropicais semiáridos.....	47
5.4. Comparação entre a anóxia em reservatórios temperados e tropicais.....	49
5.4.1. <i>Caracterização da anóxia no período chuvoso</i>	50
5.4.2. <i>Caracterização da anóxia no período seco</i>	52
5.4.3. <i>Comparação entre as equações ajustadas para reservatórios tropicais semiáridos e a equação para lagos temperados</i>	54
6 CONCLUSÕES	57
REFERÊNCIAS	58
ANEXO A – VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO COM A PROFUNDIDADE	

PARA O AÇUDE R1 (CASTANHÃO).....	64
ANEXO B – VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO COM A PROFUNDIDADE PARA O AÇUDE R13 (ACARAPE DO MEIO)	65
ANEXO C – VARIAÇÃO DA TEMPERATURA COM A PROFUNDIDADE PARA O AÇUDE R1 (CASTANHÃO)	66
ANEXO D – VARIAÇÃO DA TEMPERATURA COM A PROFUNDIDADE PARA O AÇUDE R13 (ACARAPE DO MEIO).....	67

1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água em reservatórios que estão sujeitos as dinâmicas de estabilidade e mistura é influenciada por estes processos. Assim, conhecer o perfil vertical da temperatura na coluna de água dos reservatórios é essencial para entender o funcionamento destes ecossistemas (BRANCO *et al.*, 2009). A estratificação térmica, decorrente dos gradientes térmicos entre as camadas do lago, inibe a transferência de massa entre as camadas profundas e superficiais, e aliada ao teor de matéria orgânica, possibilita o rápido esgotamento do oxigênio no fundo do reservatório impactando a qualidade da água. A estratificação térmica muitas vezes é um indutor da estratificação de oxigênio (NÜRNBERG, 1995; GÖNCÜ E ALBEK, 2019; CUI *et al.*, 2021).

A estabilidade térmica pode ser expressa por meio do coeficiente de estabilidade relativa da coluna de água, do inglês *Relative Water Column Stability*, (RWCS) e indica o movimento da água nos reservatórios. Assim, quanto maior a estabilidade, maior será a estratificação térmica e maior a resistência à mistura da água. Os impactos de elevados valores de RWCS podem ser: formação de estratificação química e deficiência de oxigênio, possibilitando condições de hipoxia e possível anóxia do hipolímnio (ZHANG *et al.*, 2019; CUI *et al.*, 2021). Quando a depleção do oxigênio dissolvido (OD) leva a valores críticos de concentração, inferiores de 1.5 mg L^{-1} , configura-se o início da condição anóxica nos reservatórios (CHAPRA E CANALE, 1991; NÜRNBERG, 1995; LIMA NETO *et al.*, 2022).

Baixos níveis de OD em camadas profundas de lagos e reservatórios são indicadores de más condições de qualidade da água (MARCÉ *et al.*, 2010; BIRT *et al.*, 2021; LADWIG *et al.*, 2021). Ademais, a anóxia está associada com a liberação de fósforo do sedimento e ao aumento da matéria orgânica desses corpos hídricos (TOWNSEND, 1999). Combinados, estes dois fatores podem trazer consequentes impactos ao ecossistema e à biota aquática, tais como a eutrofização e a mortandade de peixes (TOWNSEND, 1999; SNORTHEIM *et al.*, 2017; TAKAHASHI *et al.*, 2020). Assim, sendo o fósforo (P) também um dos principais indicadores de qualidade da água, quantificar e entender sua dinâmica temporal aliada a outros parâmetros, como o oxigênio dissolvido, é imprescindível para a gestão integrada da qualidade da água (LIMA NETO *et al.*, 2022).

A quantificação da carga de fósforo que chega aos reservatórios, principalmente, a carga liberada das fontes internas, como o sedimento de fundo, ainda é um desafio (NÜRNBERG, 2009). Porém, esta questão tem sido continuamente abordada (KIANI *et al.*, 2020), mais recentemente para reservatórios tropicais semiáridos, por meio da proposição de novas abordagens de modelagem (ROCHA E LIMA NETO, 2021A, 2021B, 2022; LIMA NETO *et*

al., 2022). Para quantificar a carga interna, entretanto, destaca-se a importância de estimar a ocorrência e duração de eventos anóxicos em reservatórios. No entanto, essa estimativa pode ser abordada a partir das quantificações do fator anóxico, do inglês *Anoxic Factor* (AF), através do qual é possível prever o período ativo que liberação de P do sedimento, e estimar da carga interna de P em lagos (NÜRNBERG, 2019). Ademais, entender o fator de anóxia permite a comparação da ocorrência deste fenômeno entre diferentes reservatórios.

Estudos anteriores desenvolveram e aprimoraram o AF para determinados períodos do ano em lagos temperados (NÜRNBERG, 1995, 2004, 2019). O primeiro estudo realizado por Nürnberg (1995), quantificou o AF para 75 lagos norte-americanos, variando de 0 a 83 dias para o verão com média de 20.7 dias. Outros estudos obtiveram um AF para o período do verão de 15 dias (SNORTHEIM *et al.*, 2017) e um AF anual variando de 27 a 168 dias (FOLEY *et al.*, 2012). Porém, até o conhecimento dos autores, não foi encontrado na literatura a quantificação do período de anóxia em reservatórios tropicais semiáridos. O que se sabe, entretanto, é que o AF quantificado para lagos tropicais apresentou períodos de anóxia mais longos quando comparado aos lagos temperados (TOWNSEND, 1999; HERNÁNDEZ *et al.*, 2014; GONÇALVES *et al.*, 2016).

Em regiões tropicais semiáridas, tal como o Nordeste brasileiro, a densa rede de reservatórios foi construída para acomodar vazões irregulares dos rios e atender às demandas hídricas da sociedade (CAMPOS *et al.*, 2016; RABELO *et al.*, 2021). Estes reservatórios geralmente apresentam sérios problemas de qualidade da água, elevados níveis de trofia, e drástica variação de nível da água, especialmente, devido aos frequentes eventos de seca na região (WIEGAND *et al.*, 2021). Por estarem localizados em baixas latitudes, estes reservatórios também apresentam águas mais quentes (cerca de 30°C) e, portanto, com um potencial metabólico muito elevado e com um consumo de oxigênio das águas profundas mais acelerado (ROCHA E LIMA NETO, 2022). Em condições severas de baixos níveis de OD prolongadas podem levar a um espessamento da camada anóxica, proporcionando um habitat com características adversas para a fauna e flora aquática. Nestas condições pode ocorrer a eutrofização do reservatório e a mortandade de peixes, com um alto impacto negativo na renda de famílias dependentes da piscicultura (ESTEVES, 1998). Todavia, o Estado do Ceará vem tendo destaque no cultivo de peixes de água doce, produzidos, principalmente, em tanques redes nos principais açudes do Estado (TAKAHASHI *et al.* 2020). Além disto, a eutrofização das águas considerada um grande problema ambiental, devido aos impactos negativos sobre a ecologia, a saúde e a economia (PACHECO *et al.*, 2016). Desta forma, o entendimento do comportamento da anóxia nestes reservatórios, para a posterior realização de propostas

intervenções, é necessário para a manutenção da renda de diversas famílias da região, além da garantia de água de qualidade para o consumo humano e da mitigação das demandas financeiras decorrente de futuros métodos de tratamento da água.

Nas condições acima descritas prevalecem processos anóxicos (BRANCO *et al.*, 2009; LEWIS, 2010; HERNÁNDEZ *et al.*, 2014; BIRT *et al.*, 2021) cujo impacto nos fluxos sedimentares de P precisa ser melhor compreendido dado o uso nobre de suas águas sendo majoritariamente para abastecimento humano (WIEGAND *et al.*, 2021). Embora a carga interna dos reservatórios tropicais semiáridos e a influência do fósforo presente no sedimento de fundo na carga tenha sido recentemente estudada por Moura *et al.* (2020), Lima Neto *et al.* (2022) e por Rocha e Lima Neto (2021 e 2022), a quantificação da anóxia, modelagem e calibração de equações para estes tipos de reservatórios continuam um grande desafio, principalmente dada a pouca disponibilidade de dados para a parametrização de modelos semiáridos.

Assim, este estudo objetivou analisar e quantificar a anóxia, por meio da utilização de uma abordagem preditiva simplificada, em 19 reservatórios tropicais da região semiárida, do Estado do Ceará, durante os períodos chuvoso e seco. Para isto, recalibrou-se a equação de Nürnberg (2004), nas diferentes estações considerando os dados disponíveis no período de 2016-2021 para todos os reservatórios estudados. Além disto, foram analisados a dinâmica de estratificação térmica, o comportamento do OD e identificados os períodos críticos em termos de anóxia nos reservatórios. Por fim, o desempenho das novas equações propostas, para os períodos chuvoso e seco, foi comparado ao desempenho da equação original de lagos temperados e analisado o comportamento dos reservatórios semiáridos quanto à ocorrência de eventos de anóxia.

2 OBJETIVOS

2.1. Objetivo principal

Este estudo objetivou prever e quantificar o período de duração de anóxia durante as estações chuvosa e seca dos reservatórios do semiárido cearense, através do ajuste de equações para essa região.

2.2. Objetivos específicos

- Analisar a ocorrência da anóxia nos reservatórios da região tropical semiárida para diferentes estações climáticas;
- Investigar os períodos mais críticos, em termos da anóxia, dos reservatórios;
- Avaliar o comportamento dos reservatórios tropicais semiáridos quanto aos padrões de estratificação térmica, estabilidade da coluna d'água, depleção do oxigênio dissolvido hipolimnético;
- Aperfeiçoar a metodologia de modelagem da qualidade da água no semiárido, através de fatores ajustados à região.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Dinâmica do oxigênio dissolvido em lagos

O oxigênio dissolvido (OD) é um parâmetro químico que representa a qualidade da água, essencial à sobrevivência dos organismos aeróbicos. Assim, as bactérias que fazem uso do OD para sobreviverem o consomem durante o processo de estabilização da matéria orgânica, podendo causar a redução da sua concentração no meio e até condições mais críticas, como as condições anaeróbicas ou também chamadas de anóxicas. A queda dos níveis de OD é considerada, em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição (VON SPERLING, 2018).

Esteves (1998) apresenta as principais fontes de introdução de oxigênio nos corpos hídricos, são elas: a reaeração atmosférica e a fotossíntese. Por outro lado, a mais severa perda de oxigênio da coluna d'água geralmente resulta da poluição humana, através das bactérias que utilizam o oxigênio para decompor a matéria orgânica (JI, 2008). Segundo Tundisi e Tundisi (2008), através da interface sedimento-água, também podem ocorrer perdas substanciais de oxigênio da água, em razão da atividade bacteriana e da oxidação química.

A reaeração natural dos corpos hídricos irá depender de vários fatores, dentre eles, a solubilidade do oxigênio na água, que resulta de dois principais agentes: temperatura e pressão. Com o aumento da temperatura e a diminuição da pressão, ocorre a redução da solubilidade de oxigênio na água (ESTEVES, 1998).

Usualmente em decorrência das variações de temperatura e pressão nos lagos, ocorrem os gradientes de OD na coluna d'água. Tundisi e Tundisi (2008) salienta que a concentração de oxigênio nas várias profundidades dos lagos está relacionada aos processos de variação de temperatura, que causam a estratificação e desestratificação, além de processos de circulação vertical e sua eficiência, da distribuição vertical e atividade de organismos.

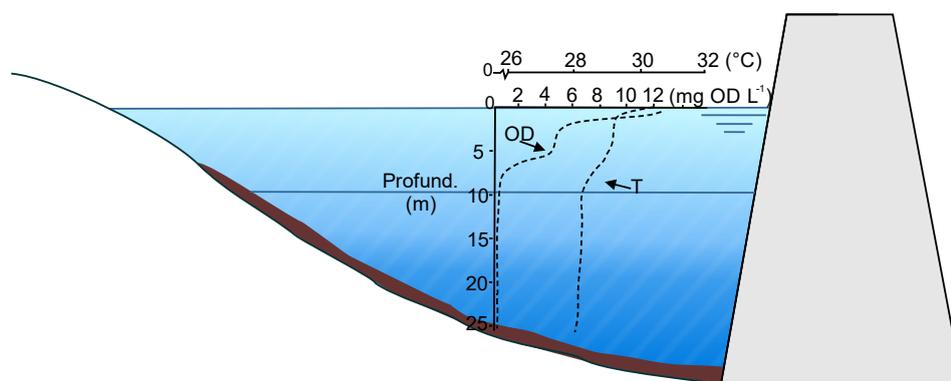
A disponibilidade de luz também afeta a distribuição do oxigênio na coluna d'água, assim, como esta diminui com a profundidade, a taxa de fotossíntese das algas tende a diminuir com a profundidade. Portanto, o OD é tipicamente maior em águas superficiais do que em águas mais profundas, devido a fotossíntese reduzida (JI, 2008).

Em lagos produtivos, a distribuição vertical característica do OD dar-se de forma que as águas superficiais (epilímnio) apresentam níveis de oxigênio próximos à saturação e as águas profundas (hipolímnio) são marcadas por anóxia, comportando-se semelhante ao exemplo do perfil de OD da Figura 1. Assim, ocorre a estratificação química em lagos, isto é, quando os gases e compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água desenvolvem uma distribuição

não homogênea na coluna d'água. Na maioria dos casos, a estratificação térmica condiciona a estratificação química (ESTEVES, 1998).

Baseado nas propriedades de solubilidade do oxigênio na água, fica notório que os organismos aquáticos tropicais têm, em princípio, menos oxigênio disponível do que os de lagos temperados. Isto é decorrente dos lagos de baixas latitudes, ou seja, próximos ao Equador, a temperatura atinge proporções mais elevadas (ESTEVES, 1998).

Figura 1– Perfil vertical do oxigênio dissolvido (OD) e da temperatura na coluna d'água em um lago



Fonte: Adaptado de Esteves, 1998.

Townsend (1999) apontou que as águas quentes tropicais são mais susceptíveis a depleção de oxigênio, devido à reduzida solubilidade do oxigênio em águas quentes combinada às altas taxas metabólicas. As grandes flutuações de oxigênio são mais comuns em corpos de águas tropicais do que em corpos temperados.

A temperatura influencia diretamente tanto a respiração dos organismos, quanto os outros processos oxidativos. Segundo a regra de Van T'Hoff, detalhada em Esteves (1998), a elevação da temperatura das soluções em 10°C pode duplicar ou até triplicar a velocidade das reações. Lewis (2010) mostra que como temperatura é mais elevada no hipolímnio de lagos tropicais do que a do hipolímnio de lagos temperados, conseqüentemente, a decomposição da matéria orgânica no hipolímnio de um lago tropical pode ser até quatro vezes mais rápida do que no hipolímnio de um lago temperado. Se tratando de lagos em regiões semiáridas estes reservatórios também apresentam águas mais quentes (cerca de 30°C) e, portanto, com um potencial metabólico muito elevado e um conseqüente consumo de oxigênio mais acelerado (ROCHA E LIMA NETO, 2022).

3.2. Estratificação e estabilidade térmica em lagos

3.2.1. Estratificação térmica

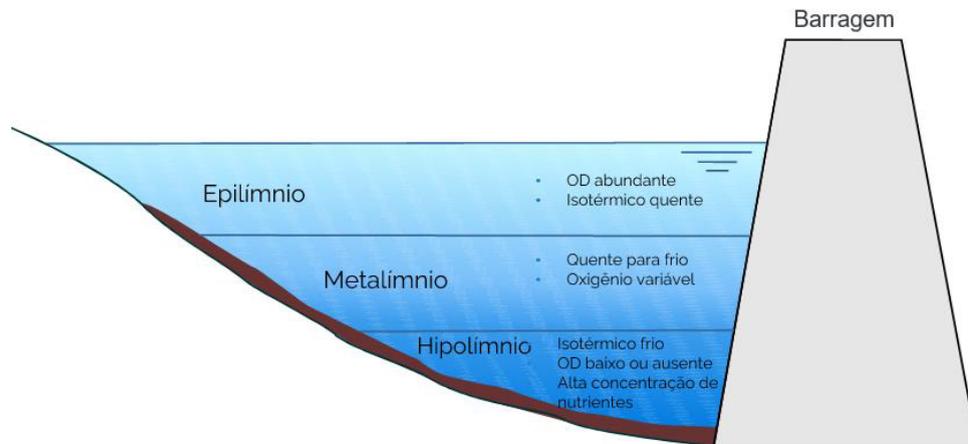
O principal processo que ocasiona o aquecimento térmico de lagos é a incidência da radiação solar na superfície da água, que é absorvida logo nos primeiros centímetros da coluna d'água. O aquecimento térmico estabelece uma camada de água menos densa e com a temperatura mais elevada na superfície. A estratificação térmica e de densidade é um importante fenômeno nos sistemas aquáticos, e grande parte dos processos e mecanismos de funcionamento resulta do gradiente vertical assim formado (TUNDISI E TUNDISI, 2008).

Um fator determinante na densidade da água é a sua temperatura, quanto maior o gradiente de temperatura maior o gradiente de densidade das camadas da coluna d'água. Estes gradientes de densidade dificultam a troca de massa no decorrer da profundidade do lago. Desta forma, dificulta-se a mistura e a alternância dos nutrientes, gases e demais partículas entre as camadas (KALF, 2002).

Como a estratificação térmica inibe a transferência de massa entre as camadas profundas e superficiais, o oxigênio no fundo do reservatório se esgota rapidamente com base no teor de matéria orgânica, muitas vezes a estratificação térmica torna-se um indutor da estratificação de oxigênio (GONKU E ALBEK, 2019; NÜRNBERG, 1995; CUI *et al.*, 2021b).

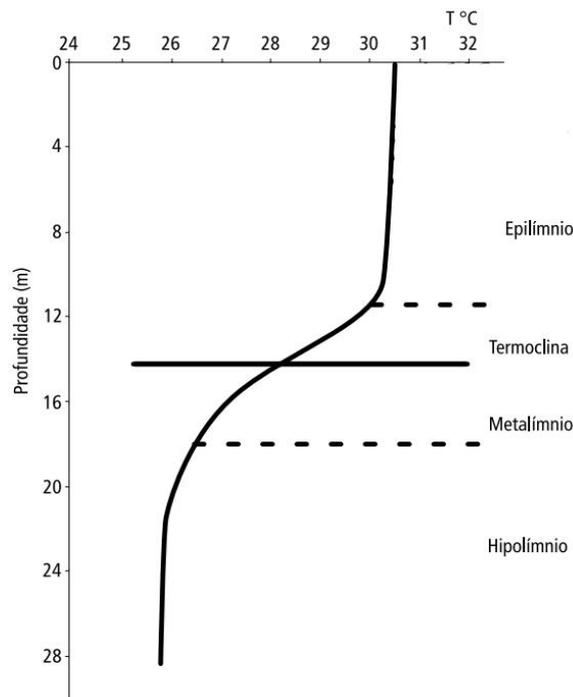
A estratificação térmica separa a coluna d'água dos lagos em três camadas (KALF, 2002). A camada de água superior, é a mais aquecida, menos densa e dominada por processos de respiração, o epilímnio, é também bastante homogênea pela ação do vento e pelo aquecimento térmico diurno. A camada de água inferior, mais densa, com temperaturas mais baixas e separada do contato com a atmosfera, é denominada hipolímnio. Tem-se também a zona de transição, o metalímnio, que é uma camada intermediária entre o hipolímnio e o epilímnio (Figura 2). O metalímnio é caracterizado por um gradiente de temperatura comumente chamado de termoclina, observa-se na Figura 3 (KALF, 2002). De acordo com Tundisi e Tundisi (2008) a profundidade do epilímnio e do hipolímnio depende da situação geográfica do lago, da sua profundidade média e máxima, das características regionais em relação ao vento (posição do sistema aquático, direção e força) e da sua posição na bacia hidrográfica.

Figura 2 – Perfil típico da estratificação térmica em reservatórios



Fonte: Adaptado de Matin *et al.* (1998).

Figura 3 – Perfil de variação da temperatura com a profundidade em lagos



Fonte: Adaptado de Tundisi e Tundisi (2008).

3.2.2. Estratificação química e suas consequências

O oxigênio é um requisito básico para um ecossistema aquático saudável. Conseqüentemente, a maioria dos peixes necessitam de OD para sobreviver. À medida que os níveis de OD presentes na água caem ($\leq 5.0 \text{ mg L}^{-1}$), a vida aquática é colocada sob estresse (JI, 2008).

Esteves (1998) ressalta que as condições de hipóxia (baixa concentração de oxigênio) ou mesmo de anóxia, muitas vezes prolongadas, em lagos tropicais, proporcionam um habitat com

características adversas para a fauna e flora aquática. Esta situação torna-se ainda mais limitante, com a formação de gases nocivos, tais como gás sulfídrico e metano, formados em condições anaeróbias no ambiente, nestas condições, pode ocorrer mortandade de muitos organismos.

Peixes e outros organismos aquáticos podem sobreviver curtos períodos em concentração baixas de OD, mas períodos prolongados, como os recorrentes em regiões tropicais, especialmente em regiões semiáridas, podem dramaticamente alterar o ecossistema aquático (JI, 2008).

Segundo Takahashi *et al.* (2020), a piscicultura é uma alternativa potencial para a geração de emprego e renda para os piscicultores familiares, e o Estado do Ceará vem se desenvolvendo com destaque no cultivo de determinados tipos de peixes de água doce, produzidos, principalmente no cultivo super-intensivo em tanques redes nos principais açudes do Estado. Portanto, o entendimento do comportamento da anóxia nestes reservatórios é de extrema importância para a aplicação de medidas mitigadoras que possam assegurar a renda de diversas famílias da região.

3.2.3. Estabilidade

Estabilidade térmica é um conceito que representa a susceptibilidade à uma mistura completa de toda a coluna de água e é maior durante o período em que a diferença de calor e densidade entre as camadas mais profundas e superficiais são máximas (KALF, 2002; HENRY E BARBOSA, 1989). Esta mistura é capaz de introduzir a água e os nutrientes das camadas mais profundas dentro das camadas superficiais (CUI *et al.*, 2021b).

Quando a estabilidade é próxima a zero, considera-se que houve uma mistura completa no lago, neste caso a densidade da coluna d'água deve ser uniforme, desde a superfície até o fundo do lago. O aquecimento da camada superficial e a conseqüente diminuição da densidade geram um gradiente vertical e uma determinada estabilidade. A estabilidade pode ser quantificada de diversas maneiras, dentre as mais conhecidas está o índice estabilidade Schmidt, que é calculado de forma a determinar a susceptibilidade à mistura do vento em uma coluna inteira de água e deste modo introduzir água e nutrientes hipolimnéticos no epilímnio (KALF, 2002; TUNDISI E TUNDISI, 2008).

Conforme discutido por Cui *et al.* (2021b), o coeficiente de estabilidade relativa da coluna de água, do inglês, *Relative Water Column Stability* (RWCS), pode ser usado para refletir a intensidade do movimento da água em lagos e reservatórios, tem sido amplamente aplicado para avaliar a resistência à estratificação térmica ou a estabilidade térmica.

Cui *et al.* (2021b) descobriu que as variações espaço-temporais de RWCS eram um pré-requisito para regular a estratificação de OD e de nitrato. Altos valores de RWCS, devido às características da barragem (elevada profundidade média), levam a deficiência de oxigênio e favorecem a formação de estratificação química, hipoxia e possível anóxia do hipolímnio.

RWCS é calculado comparando o gradiente de densidade entre a superfície e o fundo do reservatório com a diferença de densidade da água a 4°C e 5°C, conforme a Equação 1 (PADISÁK *et al.*, 2003; NASELLI-FLORES E BARONE, 2005; ALPASLAN *et al.*, 2012; CUI *et al.*, 2021b).

$$RWCS = (\rho_B - \rho_S) / (\rho_4 - \rho_5) \quad (1)$$

Na Equação 1, ρ_B e ρ_S representam a densidade da água (g L^{-1}) no fundo e na superfície da coluna d'água, respectivamente. ρ_4 e ρ_5 são as densidades da água a 4°C e 5 °C, respectivamente.

A densidade da água pode ser determinada em função da sua temperatura, alguns autores apresentaram fórmulas empíricas para este cálculo, dentre elas uma fórmula usualmente utilizada é proposta por UNESCO (1981), onde em uma pressão atmosférica normal, e desconsiderando a salinidade da água, a densidade da água é encontrada pela Equação 2 (UNESCO, 1981; BOEHRER *et al.*, 2010; MASSEL, 2015).

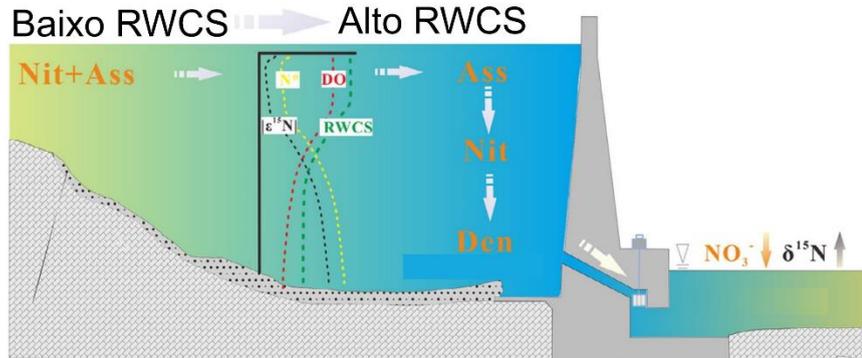
$$\rho = a_0 + a_1 T + a_2 T^2 + a_3 T^3 + a_4 T^4 + a_5 T^5 \quad (2)$$

Os coeficientes da Equação 2 são, $a_0 = 999.842594$, $a_1 = 6.793953 \times 10^{-2}$, $a_2 = -9.095290 \times 10^{-3}$, $a_3 = 1.001685 \times 10^{-4}$, $a_4 = -1.120083 \times 10^{-6}$, $a_5 = 6.536332 \times 10^{-9}$, com unidades em (g L^{-1}).

Quanto maior a estabilidade, maior a estratificação térmica e maior a resistência à uma mistura da água, quando o valor de RWCS se aproxima de zero, podemos considerar que o reservatório se encontra em mistura completa. Valores de RWCS maiores que 50 são característicos de estratificação térmica (CUI *et al.*, 2021b).

Cui *et al.* (2021b) mostrou que os valores de RWCS, para o reservatório temperado analisado, variam sazonalmente com maiores valores no verão e menores no inverno. No mesmo estudo foi verificado que RWCS possuía uma correlação negativa com o nitrogênio, sugerindo que as condições hidrológicas seriam um fator importante para controlar o processo de desnitrificação. Assim, no verão, um RWCS mais alto leva a deficiência de oxigênio e ao acúmulo de nitrato (transportado da camada superior), o que, posteriormente, promove a desnitrificação no hipolímnio, de acordo com a Figura 4.

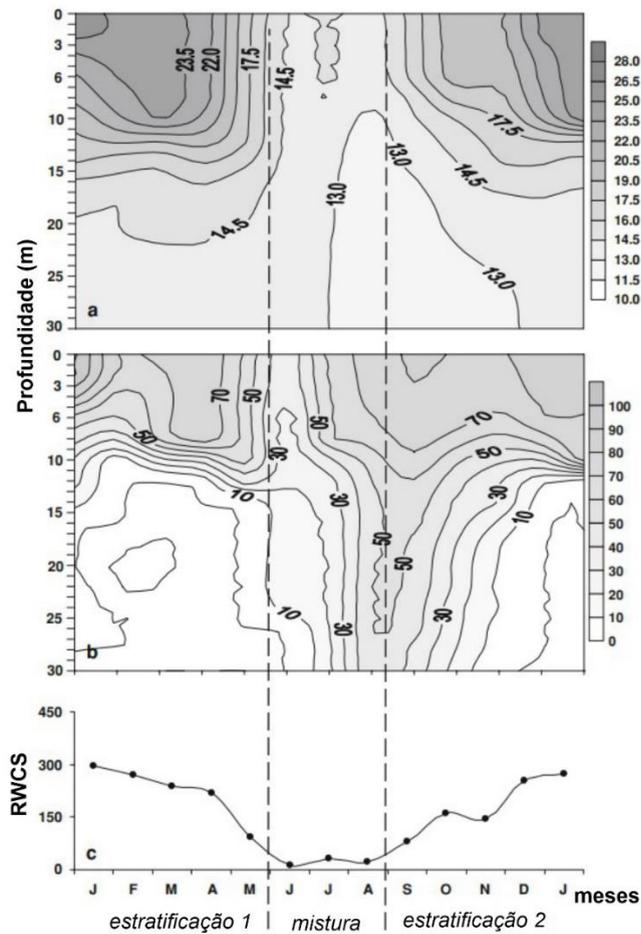
Figura 4 – Dinâmica do RWCS e parâmetros de qualidade da água com a profundidade em um reservatório.



Fonte: Adaptado de Cui *et al.* (2022b).

Becker *et al.* (2009) mostrou a relação entre temperatura, oxigênio dissolvido e RWCS (Figura 5). A mistura ocorreu no período de menor RWCS, com pouca ou nenhuma estratificação química ou térmica.

Figura 5 – Relação entre temperatura, oxigênio dissolvido e RWCS para um lago temperado.



Fonte: Adaptado de Becker *et al.* (2009).

3.2.4. Estratificação e estabilidade térmica nos reservatórios tropicais

A mistura e a estratificação vertical são processos dinâmicos. As características morfométricas (volume, profundidades máxima e média) e a localização (latitude, longitude e altitude) têm importância nas misturas vertical e horizontal (TUNDISI E TUNDISI, 2008).

Os lagos e reservatórios podem ser classificados em categorias de acordo com o seu padrão térmico vertical, desestratificação e circulação. Lagos temperados apresentam períodos de estratificação no verão separado por dois períodos de mistura em temperaturas de máxima densidade, onde a temperatura da água é a mesma em toda a coluna. Entretanto, lagos tropicais são caracterizados por um período de estratificação e um período de mistura (KALF, 2002; TUNDISI E TUNDISI, 2008).

Em lagos tropicais a estratificação é sazonalmente persistente, porém menos estável do que em latitudes mais altas, e a quantidade de troca de calor necessária para causar mudanças é menor (LEWIS, 1996).

3.3. Fósforo nos açudes

Lagos e reservatórios apresentam ecossistemas complexos, os reservatórios, principalmente os destinados ao abastecimento humano, devem estar em conformidade com determinados padrões, a fim garantir a qualidade da água. Dentre os principais fatores de controle da qualidade da água está o monitoramento dos níveis de fósforo presente no reservatório, desde que este nutriente é controlador da eutrofização em lagos e reservatórios (CHAPRA, 2008).

O fósforo (P) é um dos principais indicadores de qualidade da água, quantificar e entender sua dinâmica temporal em reservatórios é imprescindível para a gestão sustentável da água (LIMA NETO *et al.*, 2022).

Esteves (1998) pontua que o fósforo apresenta-se de diferentes formas nos reservatórios, são elas: fósforo orgânico, fósforo inorgânico ou ortofosfato ou fósforo reativo e fósforo total. Do ponto de vista limnológico, todas as formas (também chamadas de frações) de fósforo são importantes, no entanto, o fósforo inorgânico assume maior relevância por ser a principal forma de fósforo assimilada pelos vegetais aquáticos. Desta maneira, a sua quantificação em pesquisas limnológicas torna-se indispensável.

O fósforo presente nos açudes tem origens naturais e artificiais, dentre as fontes naturais, está a lixiviação das rochas da bacia de drenagem, que constituem uma fonte básica de fósforo para os ecossistemas aquáticos continentais, o material particulado presente na atmosfera e o

fósforo resultante da decomposição de organismos. As fontes artificiais de fósforo mais importantes são: esgotos domésticos e industriais e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. Em muitas regiões, notadamente nas regiões industrializadas e com elevada densidade populacional, as fontes artificiais de fosfato são mais importantes do que as naturais (ESTEVES, 1998; TUNDISI E TUNDISI, 2008).

O fósforo pode ser encontrado também em partículas de várias dimensões, até a forma coloidal. A sedimentação de partículas contribui para o acúmulo de sedimento, o qual é um reservatório muito importante de fósforo, e depende, em grande parte, dos processos de circulação e oxidorredução na interface sedimento-água (TUNDISI E TUNDISI, 2008).

A carga total de fósforo pode ser dividida em duas diferentes fontes: cargas internas (P_{in}) e externas (P_{out}). As cargas de fósforo que entram nos reservatórios através do escoamento superficial da água são denominadas cargas externas, estas podem ser classificadas em fontes pontuais e não pontuais. A carga de fósforo que retorna do sedimento é a carga interna (LIMA NETO *et al.*, 2022).

A maior carga de P em ecossistemas de lagos é geralmente encontrada no sedimento de fundo, assim, melhorias na compreensão dos fluxos sedimentares de fósforo total (PT), principalmente em reservatórios de regiões secas, são urgentes, pois estes reservatórios geralmente apresentam sérios problemas de qualidade da água, permanecendo principalmente eutróficos, especialmente sob frequentes eventos de seca (KIANI *et al.*, 2020; ROCHA E LIMA NETO, 2021).

A liberação do fósforo para a coluna d'água, a partir do sedimento de fundo dos reservatórios e lagos, ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e sobretudo em anóxia. Estas características são frequentemente encontradas na parte inferior da coluna d'água, especialmente, quando esta camada está estratificada termicamente. Em condições aeróbicas, o sedimento apresenta uma camada oxidada, geralmente de alguns milímetros de espessura, sobre uma camada sem oxigênio. A camada oxidada funciona como uma barreira que impede a liberação do fósforo para a coluna d'água. No entanto, à medida que o hipolímnio se torna anóxico, a camada de oxidação torna-se menos espessa, podendo mesmo desaparecer. O sedimento apresenta-se então totalmente sem oxigênio, condição favorável para a liberação de fósforo para a coluna d'água (ESTEVES, 1998).

Através de processos de modelagem hidrodinâmica podemos entender a dinâmica das partículas de fósforo nos açudes. Diversos pesquisadores propuseram formas de quantificar o fósforo dentro dos reservatórios, através e diferentes abordagens metodológicas de modelagem da qualidade da água, uma das metodologias mais utilizadas, a proposta por Chapra e Canale

(1991), é apresentada na seção seguinte.

3.3.1. Modelagem de fósforo em reservatórios

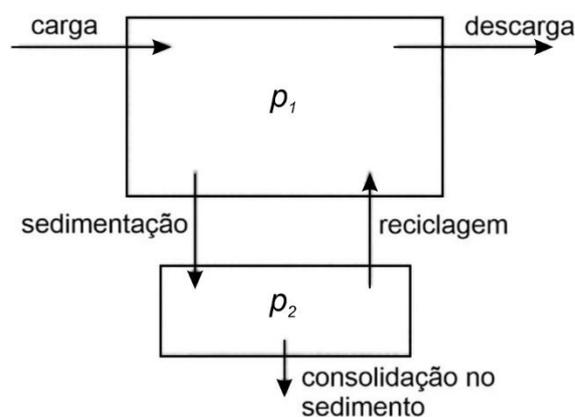
Chapra e Canale (1991) desenvolveram um modelo de mistura completa de Vollenweider para previsão da carga de fósforo em lagos, levando em consideração a interação sedimento-água. O modelo computa a carga de fósforo total, a partir da carga externa e da carga interna (reciclada do sedimento), e das concentrações hipolimnéticas de OD. O modelo sedimento-água para a carga total de fósforo determinado pelos autores é descrito através das Equações 3 e 4 e um diagrama esquemático da dinâmica do modelo pode ser visualizado na Figura 6.

$$V_1 \frac{dP_1}{dt} = W - Q_{out}P_1 - v_s A_s P_1 + v_r A_s P_2 \quad (3)$$

$$V_2 \frac{dP_2}{dt} = v_s A_s P_1 - v_r A_s P_2 - v_b A_s P_2 \quad (4)$$

Onde os valores 1 e 2 designam a água e a camada superficial de sedimento, respectivamente. W é a taxa de carregamento de fósforo total (mg ano^{-1}), Q_{out} é a vazão que sai do reservatório ($\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$), P é a concentração total de fósforo na água (mg m^{-3}), v_s é a velocidade de sedimentação do fósforo da água para os sedimentos (m ano^{-1}), A_s é a área superficial da zona de deposição (m^2), v_r é o coeficiente de ressuspensão do sedimento para a água (m ano^{-1}) e v_b é a velocidade assentamento da camada superficial para a mais profunda de sedimentos (m ano^{-1}).

Figura 6 – Diagrama esquemático do modelo de carga de fósforo para um lago com camada de sedimentos.



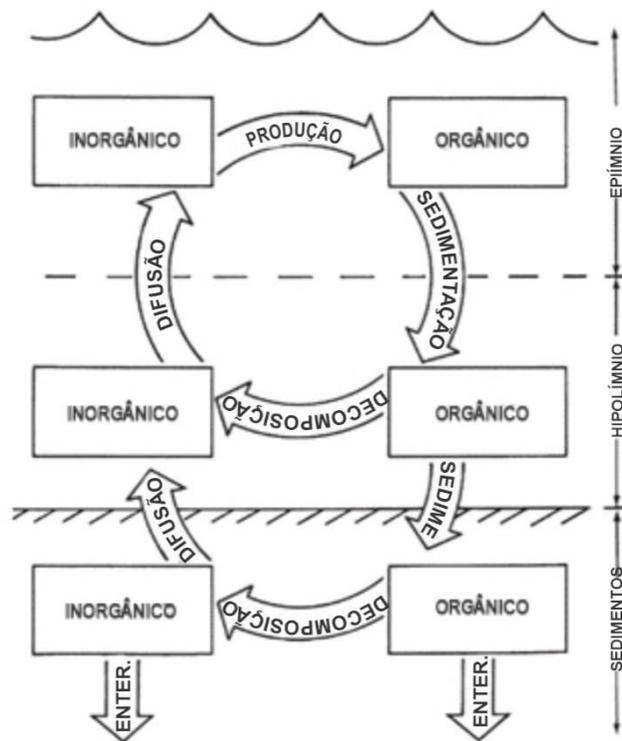
Fonte: Adaptado de Chapra (2008).

A quantificação do fósforo presente nos açudes é um desafio que vem sendo muito estudado

(LIMA NETO *et al.*, 2022; KIANI *et al.*, 2020), e uma das principais dificuldades é a determinação da carga interna de P que é liberada do sedimento do fundo (NÜRNBERG, 2009).

Enquanto algumas frações da carga interna de fósforo estão permanentemente consolidadas ao sedimento, outras estão móveis e podem ser recicladas para a coluna d'água, Figura 7 (KIANI *et al.*, 2020).

Figura 7 – Ciclo de produção e decomposição do fósforo em lagos estratificados.



Fonte: Adaptado de Chapra (2008).

3.3.1.1. Modelagem de fósforo para reservatórios semiáridos

Estudos recentes adaptaram o modelo de Chapra (2008) para reservatórios localizados na região semiárida. O modelo foi descrito por Lima Neto *et al.* (2022) através da Equação 5.

$$\frac{dVP_{T,out}}{dt} = Q_R P_{T,in} - (Q_s + Q_w) P_{T,out} - k_s VP_{T,out} + k_r A_{sed} \quad (5)$$

Onde: $P_{T,in}$ é a concentração total de fósforo que entra no reservatório através do escoamento superficial; $P_{T,out}$ é a carga total de fósforo da coluna d'água em mistura completa (mg m^{-3}); k_s é o coeficiente de sedimentação de primeira ordem (mês^{-1}); k_r é o coeficiente de primeira ordem de ressuspensão do fósforo do sedimento para a coluna d'água ($\text{mg m}^{-2} \text{mês}^{-1}$);

e A_{sed} é a área superficial de sedimento na qual o fósforo total é liberado para a água em condições de anóxia (m^2).

Devido à dificuldade de obtenção de dados de carga interna de fósforo nos reservatórios semiáridos Rocha e Lima Neto (2021a) desenvolveram uma equação para a determinação de $P_{T,in}$, com base na vazão afluente do reservatório (Q_r), observa-se na Equação 6.

$$P_{T,in} = 41Q_R^{-0.85} + 42Q_R^{1.0} \quad (6)$$

Os coeficientes de sedimentação e ressuspensão de fósforo para estas regiões foram descritos por Rocha e Lima Neto (2021a, 2021b) e por Moura *et al.* (2020), por meio das Equações 7 e 8.

$$k_s = 4/(RT)^2 \quad (7)$$

$$k_r = 0.0196P_{FeAl} \quad (8)$$

Nas equações, RT é o tempo de residência médio da água no reservatório e P_{FeAl} é a parcela de fósforo ligada à ferro e alumínio.

Na modelagem considera-se que a carga interna de fósforo ocorre apenas em períodos cujo nível de OD no hipolímnio atinge valores críticos, ou seja, concentrações abaixo de 1.5 mg L^{-1} valor considerado por Chapra e Canale (1991), Moura *et al.* 2020 e Lima Neto *et al.* (2022) como início da anóxia. Porém, além de estabelecer limites de anóxia é necessário quantificar o período no qual o reservatório se configura-se nestas condições, assim torna-se extremamente importante a utilização de equações de quantificação dos períodos de anóxia em lagos e reservatórios, detalhadas na seção 3.4.

3.4. Anóxia em reservatórios

À medida que a concentração de OD diminui, após o início da estratificação, inicia-se a anóxia na camada mais profunda do reservatório, durante o período em que perdurar os índices críticos de concentrações de OD no hipolímnio, o fósforo presente no sedimento de fundo do reservatório será liberado para a coluna d'água.

A estimativa do período de anóxia é fundamental para a modelagem do fósforo nos açudes, pois a partir da quantificação da duração da anóxia, através dos Fatores de Anóxia (AF), é possível prever o período ativo que liberação de P do sedimento por área, e é especialmente útil para a estimativa da carga interna de P em lagos não estratificados (NÜRNBERG, 2019). Estes fatores, sumarizam a informação de perfis de oxigênio dissolvido em valores que permitem a comparação entre lagos (NÜRNBERG, 2004).

Nürnberg (2004) quantificou o período de anóxia, por meio de AF, para o verão, em 75

lagos temperados, como função das características morfométricas dos lagos e do fósforo total presente na coluna d'água (Equação 9).

$$AF_T = -36.2 + 50.1 \log(TP) + 0.762 \bar{z} / A_o^{0.5} \quad (9)$$

Onde, AF_T representa o número de dias do verão que ocorre anóxia no lago (dias verão⁻¹), TP concentração de fósforo total para o período ($\mu\text{g L}^{-1}$), \bar{z} é a profundidade média do reservatório (m), e A_o é a área superficial do lago (km^2).

Como resultado, a equação apresenta a quantidade de dias em um determinado período, no qual o reservatório encontra-se anóxico. Este resultado pode ser utilizado como base para a modelagem da carga interna de fósforo.

3.4.1. Anóxia dos reservatórios semiáridos

O clima está significativamente relacionado à latitude e influencia a estabilidade da coluna d'água em reservatórios (BRANCO *et al.*, 2009). As águas hipolimnéticas de lagos tropicais são quentes e, portanto, tem um potencial metabólico muito maior que as águas hipolimnéticas de lagos de latitude média, assim o metabolismo óxido é frequentemente suprimido pela rápida perda de oxigênio durante a estratificação, sendo dominadas por processos anóxicos (LEWIS, 2010).

Tendo em vista que os reservatórios base para a determinação de AF por Nünrberg (2004) foram reservatórios de climas temperados, e considerando a diferença no comportamento da estratificação e do oxigênio dissolvido entre reservatórios temperados e tropicais, conforme apresentado nas seções anteriores, verifica-se que para uma modelagem da qualidade da água mais precisa, necessita-se utilizar dados de quantificação do período de anóxia adaptados para a região tropical semiárida. Porém, estudos AF aplicados à reservatórios tropicais semiáridos ainda não foram observados na literatura.

4 METODOLOGIA

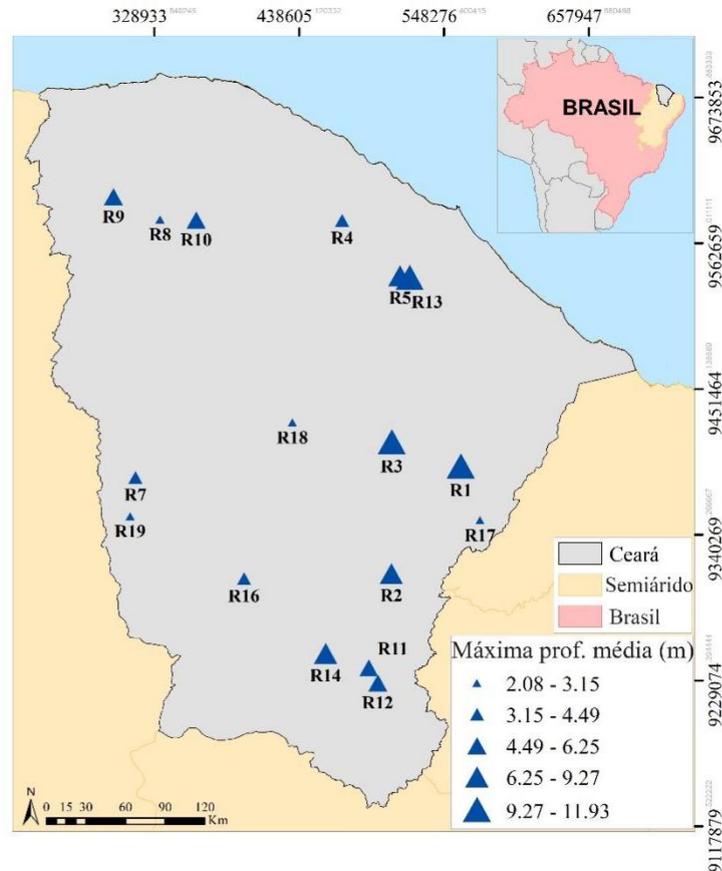
4.1. Área de estudo: hidrologia e seleção dos reservatórios

O estudo foi realizado com 19 reservatórios localizados no Estado do Ceará, região semiárida do nordeste do Brasil. Os reservatórios analisados foram escolhidos por serem continuamente monitorados pelo programa de qualidade da água da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH), apresentando uma ampla caracterização física de sua bacia hidrográfica e uma série histórica consistente de parâmetros hidrológicos e de qualidade da água (Tabela 1 e Figura 8).

A região semiárida brasileira possui baixas taxas de precipitação média anual, aproximadamente 700 mm, a altas taxas de evaporação, com média anual de 2300 mm, e um regime irregular de chuvas com secas frequentes (CAMPOS *et al.*, 2016). São consequências da grande intensidade de insolação e da temperatura da região: a alta taxa de evaporação e as elevadas temperaturas da água ($30\pm 2^{\circ}\text{C}$), típicas da região, com contrastes de temperatura relativamente fracos entre as camadas superior e inferior de até cerca de 5°C (LIMA NETO, 2019; ROCHA E LIMA NETO, 2022).

As chuvas se concentram entre Janeiro e Maio, cerca de 80% da precipitação anual ocorrendo neste período do ano. Assim, sendo caracterizados dois distintos períodos, chuvoso e seco (RABELO *et al.*, 2021). Esta pronunciada variação sazonal resulta em uma grande variabilidade nos níveis dos reservatórios. Quando o nível diminui, as perdas de água estocadas também contribuem para o aumento da concentração de nutrientes, promovendo a eutrofização e influenciando na qualidade da água armazenada (PACHECO *et al.*, 2016; WIEGAND *et al.*, 2021). A maioria dos reservatórios do estudo, com dados disponíveis, encontram-se eutróficos ou hipereutróficos em aproximadamente 78% do período analisado, comportamento esperado devido ao elevado índice de estrado trófico da área (ROCHA E LIMA NETO, 2021; WIEGAND *et al.*, 2021). Houve também aqueles sem possibilidade de medição de dados, pois estavam secos ou cobertos por macrófitas (ver Figura 9).

Figura 8 – Localização e características dos reservatórios no Estado do Ceará, Brasil.



*Dados medidos de janeiro de 2016 a agosto de 2021

Fonte: Elaboração Própria.

Tabela 1 - Caracterização hidrológica e da qualidade da água de cada reservatório do estudo

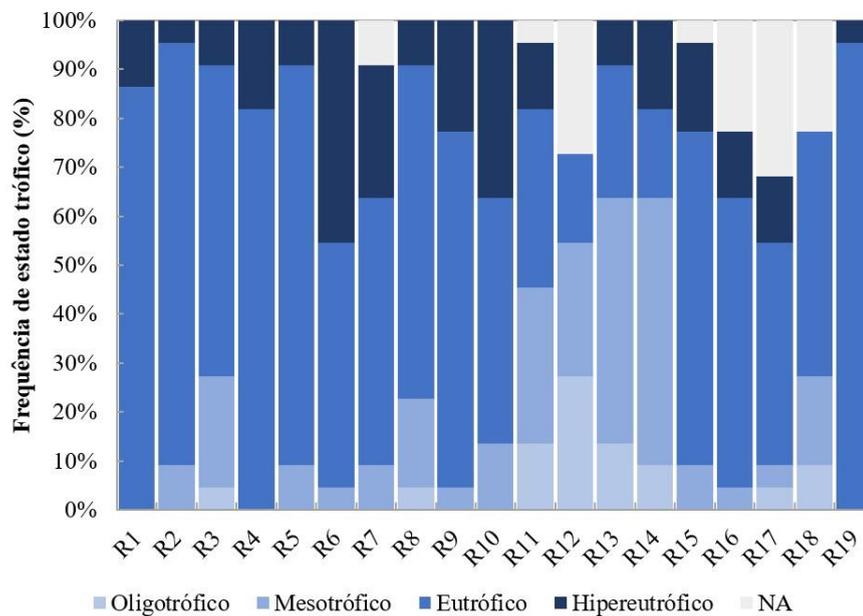
ID	Nome	Idade (anos)	Capacid. Acumulaç. (hm ³)	Volume Máx. (hm ³)*	Área Sup. Máx. (km ²)*	Máx. Prof. Média (m)* ^a	Concentração média de PT (µgL ⁻¹)*	Desvio padrão de PT (µgL ⁻¹)*
R1	Castanhão	19	6700.0	1081.4	89.5	10.3	129.8	40.81
R2	Orós	61	1940.0	484.6	60.1	8.3	99.8	21.87
R3	Banabuiú	56	1600.0	153.8	14.3	10.7	100.3	30.53
R4	Pentecoste	65	396.0	82.0	20.7	4.0	139.6	122.12
R5	General Sampaio	87	322.0	73.9	11.7	6.3	92.2	39.64
R6	Edson Queiroz	35	254.0	178.2	19.2	9.3	106.8	51.93
R7	Flor do Campo	23	111.0	49.3	11.0	4.5	236.6	153.91
R8	Ayres de Souza	86	96.8	82.6	30.4	2.8	97.0	71.34
R9	Angicos	33	56.1	49.8	10.0	5.0	55.3	26.75
R10	Forquilha	101	50.1	41.7	8.5	4.9	136.9	160.63
R11	Rosário	21	47.2	40.2	6.4	6.3	31.9	15.87
R12	Cachoeira	23	34.3	15.1	2.8	5.3	30.7	19.32

R13	Acarape do Meio	98	29.6	29.6	2.2	11.9	60.2	51.54
R14	Olhos d'água	24	21.0	9.5	1.4	6.9	45.6	38.11
R15	Arrebita	30	19.6	15.8	3.6	4.3	87.8	76.41
R16	Rivaldo de Carvalho	56	19.5	8.5	2.2	4.0	173.6	108.39
R17	Canafistula	30	13.1	2.3	1.1	2.1	230.7	206.55
R18	São José I	34	7.7	5.0	1.6	3.2	127.7	71.94
R19	Colina	24	3.9	3.9	1.3	3.1	161.4	95.35

* Medições realizadas durante o período do estudo (jan/2016 - ago/2021)
a Profundidades da área da medição

Fonte: Elaboração Própria.

Figura 9 – Estado trófico dos açudes do estudo (2016-2021).



*Dados medidos de janeiro de 2016 a agosto de 2021

*NA representa a ausência de dados devido a impossibilidade de realização da campanha de medição devido o açude estar seco ou coberto por macrófitas

Fonte: Elaboração Própria.

4.2. Dados e estudos de campo

Dados hidrológicos incluindo precipitação diária, volume do reservatório, características técnicas das barragens e as curvas cota-área-volume dos reservatórios foram obtidos a partir de Ceará (2022) (ver Tabela 1).

Foram efetuadas campanhas para obtenção de dados de qualidade da água com amostragens realizadas próximo à barragem do reservatório. As amostragens foram realizadas quatro vezes ao ano, distribuídas igualmente no início e no final dos períodos chuvoso e seco.

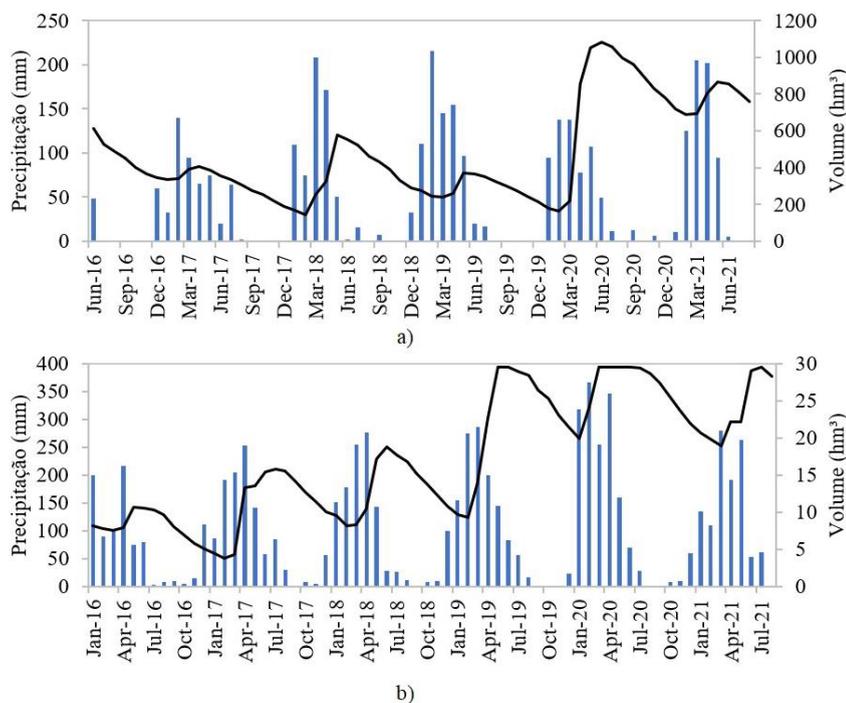
A quantificação da variação da temperatura da água (T) e dos níveis de oxigênio dissolvido (OD) em função da profundidade, foram medidos in situ através da utilização de uma sonda

multiparamétrica de qualidade da água (YSI 6600 V2). A sonda foi previamente calibrada com as respectivas soluções padrão, abrangendo as faixas de valores ordinariamente registradas nos reservatórios. Os dados de qualidade da água foram utilizados para identificar os padrões de estratificação térmica e química dos açudes, além de indicarem a ocorrência de níveis críticos de concentração de OD, caracterizando a existência de anóxia no reservatório.

As análises laboratoriais foram realizadas de acordo com a APHA (2005) e foram avaliados os seguintes parâmetros: fósforo total, nitrogênio total, clorofila-a e transparência (Secchi Disk).

Em dois açudes, R1 e R13 (Castanhão e Acarape do Meio, respectivamente), as campanhas de monitoramento foram realizadas durante todo o semestre do período chuvoso, para os anos de 2016 a 2021, nos dois reservatórios. Ao longo do período seco, as campanhas ocorreram em todos os meses de 2017 a 2020, para R1, e no decorrer do semestre seco de 2016 e 2018, para R13. Devido a possibilidade de acompanhamento ao longo de um grande intervalo de tempo para as diferentes estações anuais, os açudes R1 e R13 foram utilizados como referência para análise do comportamento da temperatura e do oxigênio dissolvido nos açudes semiáridos. A série histórica de precipitações e do volume dos reservatórios, durante o período do estudo, pode ser observada na Figura 10.

Figura 10 – Série histórica da precipitação e do volume máximo para os reservatórios: a) R1 (Castanhão); b) R13 (Acarape do Meio).



Fonte: Dados do Portal Hidrológico do Ceará e do Hidroweb (Ceará, 2022; ANA, 2022)

Fonte: Elaboração Própria.

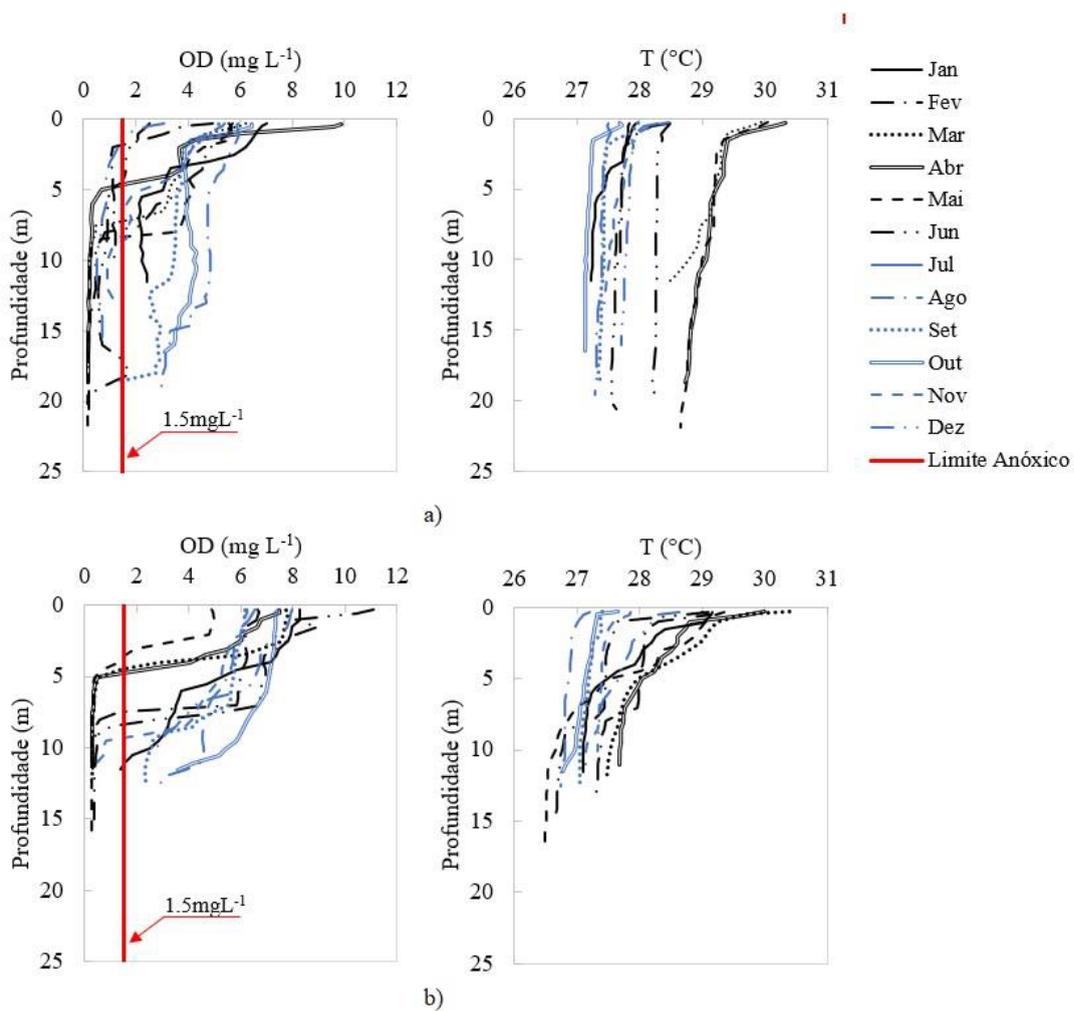
4.3. Comportamento do oxigênio dissolvido e da temperatura com a profundidade

R1 e R13, foram utilizados para determinação do padrão de comportamento de OD e T, com a profundidade, ao longo do ano. R1 possui grande potencial de acumulação (6700 hm^3) e durante o período do estudo a variação de seu volume foi de 142.2 hm^3 até 1081.4 hm^3 , com maior acumulação durante o fim do período chuvoso, correspondente a uma variação de 2% a 16% do seu potencial de acumulação. A profundidade média de R1 alternou de 8.1 m a 10.3 m e as maiores acumulações ocorreram no início do período seco. R13 possuiu o volume variando de 3.9 hm^3 a 29.6 hm^3 , correspondente a 13% e 100% da sua capacidade total de armazenagem, e sua profundidade média variou de 6.7 m a 11.9 m. Semelhante a R1, as maiores acumulações ocorreram no período após a estação chuvosa.

A partir dos dados coletados em campo, foram criados os perfis de OD (mg L^{-1}) vs. Profundidade (m) e T ($^{\circ}\text{C}$) vs. Profundidade (m), analisando o comportamento dos perfis durante os anos. Um perfil característico da temperatura e do oxigênio dissolvido nos reservatórios R1 e R13, pode ser observado na Figura 11, os gráficos referentes a todos os anos de medição, para os demais açudes do estudo, são apresentados nos Anexos A ao D.

O critério considerado como o limite da condição anóxica na pesquisa foi a concentração média de OD abaixo de 1.5 mg L^{-1} na camada mais próxima ao sedimento (CHAPRA E CANALE, 1991; NÜRNBERG, 1995, 2004; LIMA NETO *et al.*, 2022;).

Figura 11 – Variação do oxigênio dissolvido e da temperatura com a profundidade no decorrer do ano (2018) para os açudes: a) R1 (Castanhão); b) R13 (Acarape do Meio).



Fonte: Elaboração Própria.

4.4. Estabilidade térmica dos açudes

A estabilidade térmica dos açudes foi determinada através do coeficiente de estabilidade relativa da coluna de água (RWCS), que indica o movimento da água em reservatórios e é calculado comparando o gradiente de densidade entre a superfície e o fundo do reservatório com a diferença de densidade da água a 4°C e 5°C, conforme a Equação 1, apresentada na seção 3.2.2.1 (PADISÁK *et al.*, 2003; NASELLI-FLORES E BARONE, 2005; ALPASLAN *et al.*, 2012; CUI *et al.*, 2021b).

$$RWCS = (\rho_B - \rho_S) / (\rho_4 - \rho_5) \quad (1)$$

Na Equação 1, ρ_B e ρ_S representam a densidade da água ($g L^{-1}$) no fundo e na superfície da coluna d'água, respectivamente. ρ_4 e ρ_5 são as densidades da água a 4°C e 5°C, respectivamente.

A análise da temperatura da água dos reservatórios em função da profundidade foi realizada de forma a identificar os períodos de estabilidade térmica, a qual representa a susceptibilidade de estratificação da coluna de água. Em contraste, a mistura completa é susceptível a ocorrer durante o período em que a diferença de calor e densidade entre as camadas mais profundas e superficiais são mínimas (HENRY E BARBOSA, 1989; KALFF, 2002). Os padrões de mistura foram analisados, onde a resistência à mistura da água, é proporcional estabilidade e a estratificação térmica. Quando o valor de RWCS se aproxima de zero, podemos considerar que o reservatório se encontra em mistura completa. A condição limite de $RWCS \geq 50$ foi considerada como referência para caracterizar a estratificação térmica na coluna d'água (CUI *et al.*, 2021b).

Os valores de densidade da água, necessários para a aplicação da Equação 1, foram calculados em função da temperatura, conforme a Equação 2, que determina a densidade da água de acordo com a fórmula da (UNESCO, 1981), em uma pressão atmosférica normal e desconsiderando a salinidade da água (UNESCO, 1981; BOEHRER *et al.*, 2010; MASSEL, 2015).

$$\rho = a_0 + a_1 T + a_2 T^2 + a_3 T^3 + a_4 T^4 + a_5 T^5 \quad (2)$$

Os coeficientes da Equação 2 são, $a_0 = 999.842594$, $a_1 = 6.793953 \times 10^{-2}$, $a_2 = -9.095290 \times 10^{-3}$, $a_3 = 1.001685 \times 10^{-4}$, $a_4 = -1.120083 \times 10^{-6}$, $a_5 = 6.536332 \times 10^{-9}$, com unidades em (g L^{-1}).

4.5. Estratificação térmica e oxigênio dissolvido

A análise da influência da estratificação térmica nos níveis de oxigênio dissolvido nos reservatórios, foi realizada através da plotagem de mapas de calor da série histórica da variação do OD e T com a profundidade, para os açudes R1 e R13. Além disso, uma vez que as variações espaço-temporais de RWCS são um pré-requisito para regular a estratificação de OD e de nitrato (BECKER *et al.* 2009; CUI *et al.* 2021a, 2021b), os valores RWCS foram determinados para o período de estudo. Estes resultados foram comparados entre si de forma a identificar os padrões existentes.

4.6. Quantificação da anóxia em reservatórios

A quantificação do período de anóxia neste estudo foi realizada por meio do cálculo do fator de anóxia (AF), através do qual é possível prever o período ativo que liberação de P do sedimento por área. A partir da concentração considerada para o limite de anóxia, ($DO < 1.5 \text{ mg}$

L^{-1}), na camada mais próxima ao sedimento, o fósforo presente nos sedimentos começa a ser liberado, até que a condição de anóxia acabe (NÜRNBERG, 1995, 2004, 2019; ROCHA E LIMA NETO, 2021; LIMA NETO *et al.*, 2022).

Como os valores de AF resumem a informação de perfis de oxigênio dissolvido em valores que permitem a comparação entre lagos (NÜRNBERG, 2004), foi quantificada a ocorrência de anóxia para todos os açudes do estudo através da Equação 9 (NÜRNBERG, 2004), que é baseada em séries de medições, no período estratificado de lagos temperados (verão), de perfis de oxigênio. Nürnberg (2004), determinou a anóxia nestes lagos e correlacionou a fatores significativamente importantes, como a concentração de fósforo total e características morfométricas.

4.7. Quantificação da anóxia em reservatórios tropicais semiáridos

Considerando que a equação de quantificação de anóxia, proposta por Nürnberg, (2004), foi idealizada para lagos temperados norte-americanos e que existem diferenças no comportamento do oxigênio dissolvido em lagos temperados, tropicais e tropicais semiáridos (BRANCO *et al.*, 2009; LEWIS, 2010), este estudo adaptou a equação de AF_T , para o período chuvoso e a ajustou, em função dos dados disponíveis, para o período seco nos reservatórios tropicais semiáridos.

Os dados utilizados para adaptação e ajuste da Equação 9 foram dos reservatórios R1 e R13, devido as longas séries anuais disponíveis. Após a elaboração de duas novas equações, uma para a estação chuvosa e outra para a seca, elas foram aplicadas, junto à equação para lagos temperados, aos dados dos demais açudes investigados neste estudo, a fim de avaliar os valores obtidos pelas duas metodologias.

A criação das novas equações se deu com base nos seguintes procedimentos: i) em virtude das medições do estudo serem realizadas apenas uma vez a cada mês, quando o perfil diário do reservatório se apresentava anóxico ($OD < 1.5 \text{ mg L}^{-1}$), extrapolou-se que esta anóxia perduraria por 30 dias (LIMA NETO *et al.*, 2022). A partir desta suposição foram calculados os dias de anóxia observados dos açudes (AF_o); ii) a otimização dos parâmetros da equação de AF_T , para os açudes R1 e R13, foi realizada com base nos dados observados das medições; iii) o valor da raiz quadrada do erro médio (RMSE) foi calculado e utilizado como parâmetro de otimização; iv) a otimização foi realizada de forma a minimizar o valor do RMSE; v) foram geradas duas novas equações, $AF_{S,wet}$ e $AF_{S,dry}$, para os reservatórios semiáridos na estação chuvosa e seca, respectivamente.

Visando determinar a eficácia das metodologias empregadas, foram adotados alguns critérios. Os fatores de anóxia obtidos através das duas novas equações ($AF_{S,wet}$ e $AF_{S,dry}$) foram comparados e em seguida foram analisadas qual das equações mais se adequava aos resultados esperados, baseados nas medições de campo. Sabendo que geralmente são feitas duas medições, no início e fim do período chuvoso, e decorrente da falta de dados para todo o período foi utilizada uma metodologia simplificada para determinar o valor de AF_o para toda a amostra, seguindo os seguintes cenários: i) se foi observada anóxia em todas as medições do período chuvoso, todo o período foi considerado anóxico e conseqüentemente adotado AF_o igual a 180 dias; ii) no caso de apenas 1 medição anóxica e outra sem anóxia, considerou-se que apenas em metade do período ocorreu anóxia, com AF_o igual a 90; iii) caso as duas medições não apresentem anóxia, considerou-se que não ocorreu anóxia e AF_o igual a 0; iv) na falta de dados durante parte ou todo o semestre, a amostra foi desconsiderada da análise.

$$AF_T = -36.2 + 50.1 \log(TP) + 0.762 \bar{z}/A_o^{0.5} \quad (9)$$

Onde, AF_T representa o número de dias do verão que ocorre anóxia no lago (dias verão¹), TP concentração de fósforo total para o período ($\mu\text{g L}^{-1}$), \bar{z} é a profundidade média do reservatório (m), e A_o é a área superficial do lago (km^2).

Desta forma, quando os valores de AF_o se aproximaram de AF_S assumiu-se que a equação ajustada teve melhor desempenho. A determinação desse desempenho qualitativo demonstra a adequação da equação aos cenários característicos dos reservatórios em cada período (Figura 21).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Relação entre estratificação, estabilidade e anóxia dos reservatórios

A plotagem da série histórica de estabilidade térmica (RWCS), da variação da concentração de OD e da temperatura pela profundidade, para os reservatórios R1 e R13, identificou padrões significativos entre estas variáveis (Figura 12 e 13). A ocorrência de picos de RWCS está associada as menores concentrações de OD, nas camadas mais profundas do reservatório, e aos maiores valores de temperatura em todo o açude, mesmo padrão observado em outros estudos (ZHANG *et al.* 2019). Observa-se também que aumento da temperatura da água durante o primeiro semestre está associado ao aumento da camada anóxica. A variabilidade da ocorrência de anóxia é fortemente controlada por processos físicos que regulam a dinâmica e a estratificação térmica, estando estes eventos também associados a uma maior eutrofização dos reservatórios (BIRT *et al.*, 2021; LADWIG *et al.*, 2021; MORALES-MARIN *et al.*, 2021).

Os reservatórios, R1 e R13, apresentaram períodos específicos de maior estabilidade (RWCS \geq 50). A estabilidade térmica máxima geralmente ocorreu na estação chuvosa, seguida por períodos de quebra da estabilidade térmica, levando a padrões próximos da mistura completa durante a estação seca. Resultados semelhantes foram encontrados por Gonçalves *et al.* (2016), ao estudar um reservatório tropical brasileiro com padrões de estratificação térmica marcantes na estação chuvosa e padrão de mistura entre as camadas da coluna d'água na estação seca. Townsend (1999), analisando um reservatório tropical australiano, também detectou padrões de estratificação na estação chuvosa, seguida de holomixia na estação seca. Brasil *et al.* (2016), em uma pesquisa realizada no semiárido com características climáticas semelhantes a este estudo, também encontraram maiores valores de estabilidade térmica e menores valores de OD durante o final da estação seca, quando comparado ao final da estação chuvosa. Em reservatórios temperados, os maiores valores de estabilidade térmica ocorreram no verão (ZHANG *et al.*, 2019; BIRT *et al.*, 2021; LADWIG *et al.*, 2021).

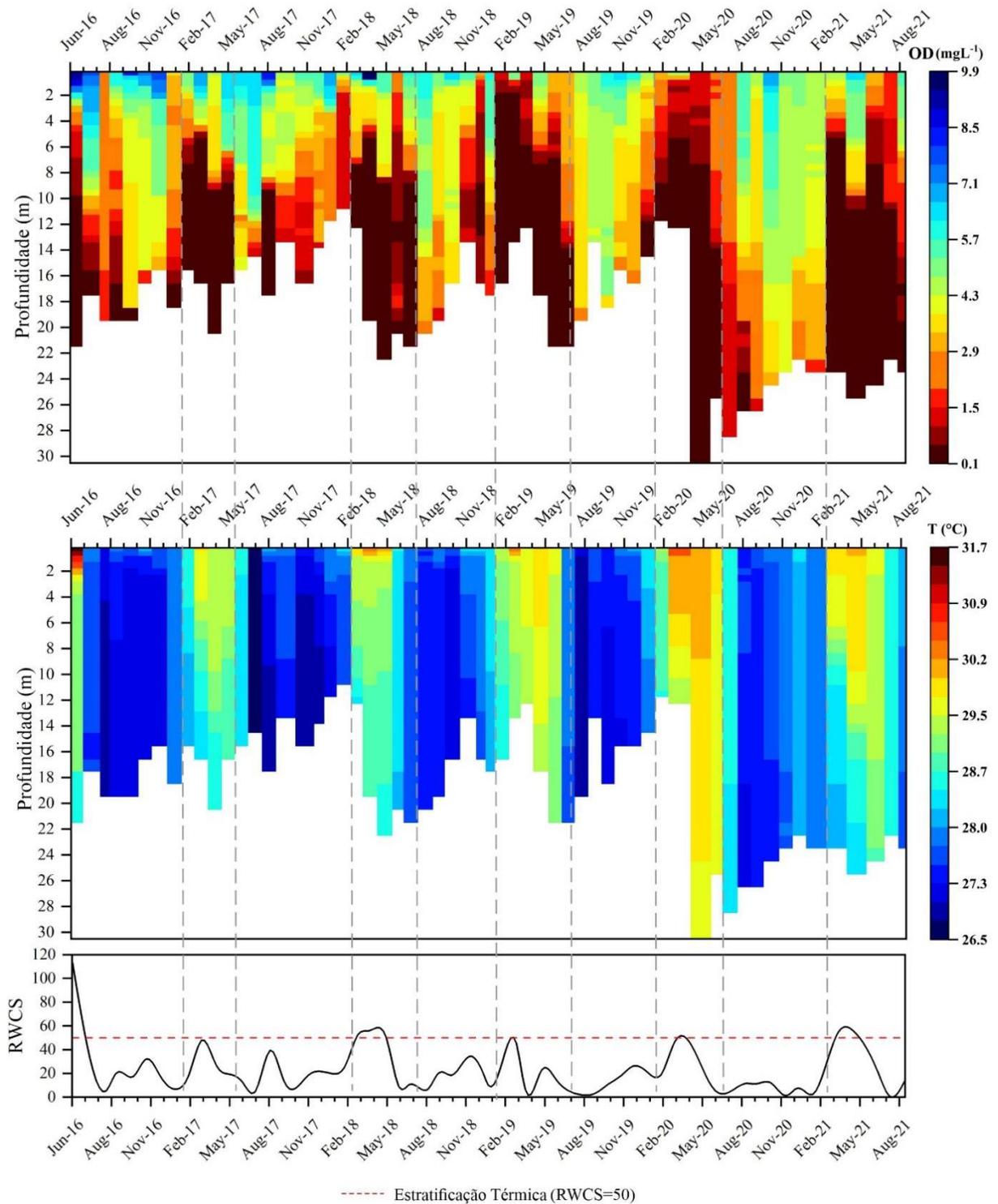
As máximas estabilidades térmicas ocorreram em Junho de 2016 (RWCS = 113), em R1, e em março de 2017 (RWCS = 103), para R13. A partir da série histórica de RWCS pode-se inferir que R13 estava praticamente em mistura completa em Julho de 2016 e Agosto de 2019, enquanto R1 em julho de 2017, Agosto e Setembro de 2019, Novembro de 2020, Janeiro e Julho de 2021, com valores de RWCS aproximadamente nulos.

Em relação à concentração de OD durante o período estudado, os menores valores foram observados durante a estação chuvosa. Observou-se também que condições anóxicas ocorreram concomitantemente com maiores valores de temperatura da água e em condições de maior

estabilidade térmica, fenômeno já corroborado anteriormente na literatura (SAARIJÄRVI E LAPPALAINEN, 2005; NÜRNBERG, 2009; MORALES-MARIN *et al.*, 2021).

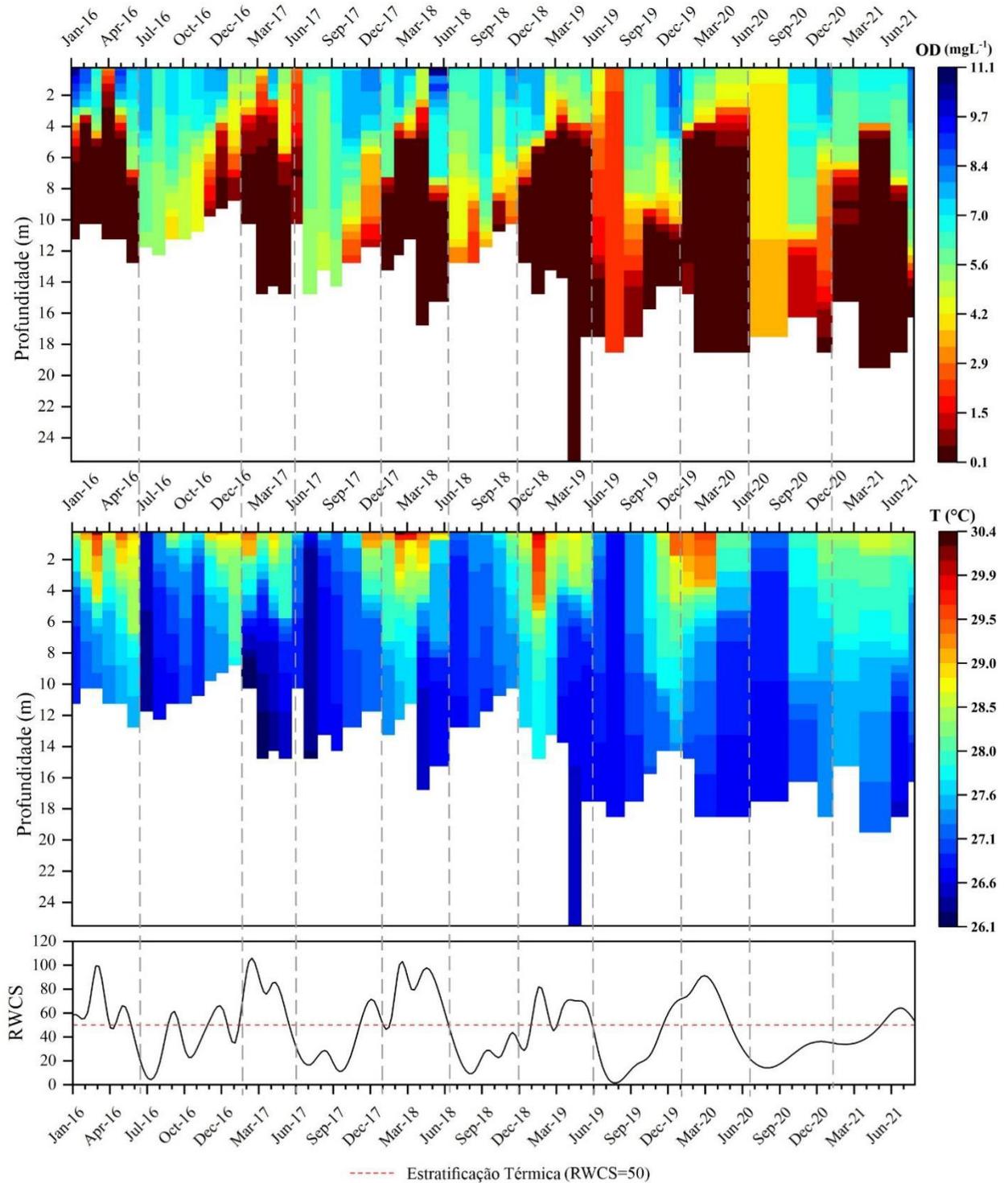
Apesar das menores concentrações de OD ocorrerem na estação chuvosa, a camada anóxica neste período apresentou uma profundidade média de oxiclina ($OD < 1.5 \text{ mg L}^{-1}$) de 49% da profundidade total, considerando todos os reservatórios avaliados no estudo. Enquanto para o período seco, apesar da menor estabilidade térmica da coluna d'água e da menor ocorrência de valores de OD abaixo do limite anóxico, a profundidade média da oxiclina foi de 72% da profundidade total do reservatório (ver Figura 14). Observe que a profundidade total do reservatório no período úmido é relativamente maior do que no período seco. No geral, a profundidade média de oxiclina na estação chuvosa foi de 2.30 m e na estação seca, 3.39 m. Em vez da oxiclina, muitos autores consideram a termoclina como um separador da camada anóxica, onde a estratificação térmica muitas vezes se torna um indutor da estratificação do oxigênio (GÖNCÜ E ALBEK, 2019). A zona anóxica de um reservatório temperado brasileiro com medições mensais de qualidade da água realizadas de 2001 a 2006, analisado por Branco *et al.* (2009), por exemplo, se comportou de tal forma que, nos períodos mais quentes, houve maior homogeneidade nos primeiros 5 m da coluna d'água, seguida de uma queda brusca de temperatura a 20 m de profundidade e, por fim, a estabilização da temperatura da água. Nos períodos mais frios do ano, a profundidade da camada superficial aumentou, chegando a 15 e 20 m.

Figura 12 – Séries temporais de oxigênio dissolvido, temperatura e RWCS para o açude Castanhão (R1).



Fonte: Elaboração Própria.

Figura 13 – Séries temporais de oxigênio dissolvido, temperatura e RWCS para o açude Acarape do Meio (R13).

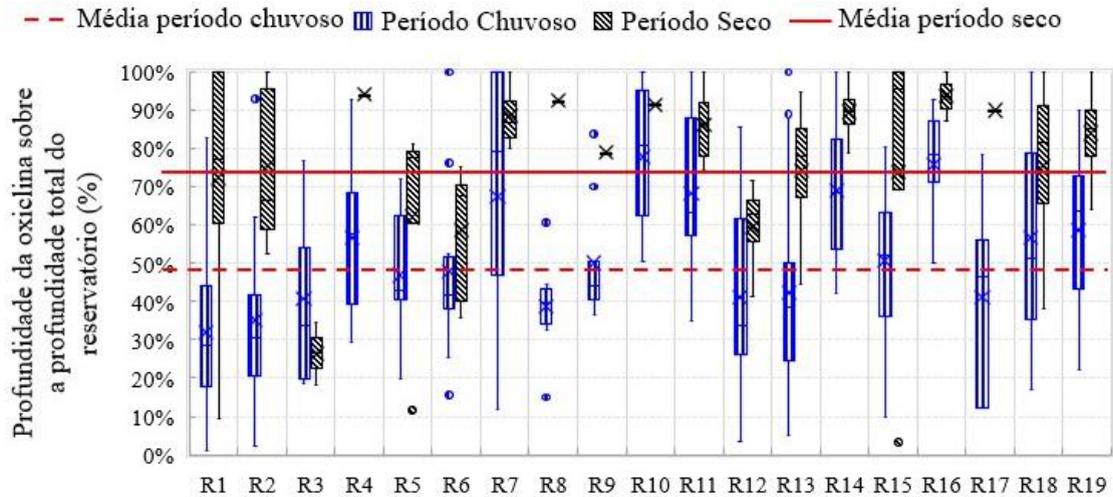


Fonte: Elaboração Própria.

Em reservatórios temperados, verifica-se que RWCS também é um pré-requisito para regular a estratificação de OD e varia sazonalmente com maiores valores no verão e menores no inverno, com estratificação térmica e condições anaeróbicas do hipolímnio no verão (BECKER *et al.*, 2009; CUI *et al.*, 2021a, 2021b). Para Ladwig *et al.* (2021) a estabilidade

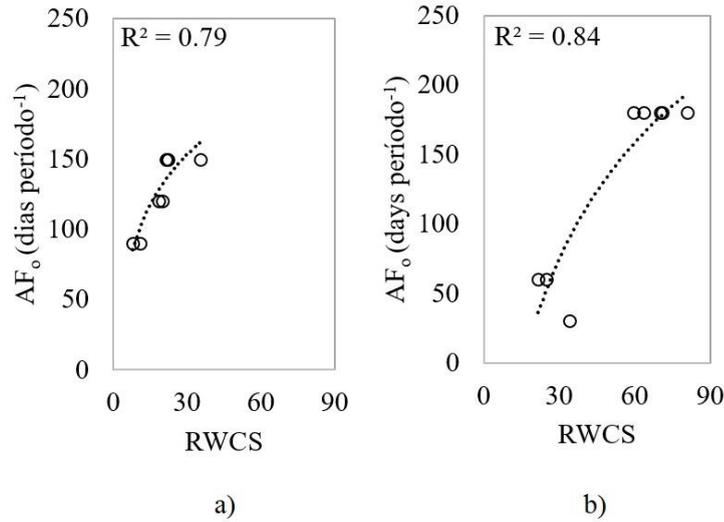
térmica e o início da estratificação, são preditores mais importantes da anóxia de verão. Já para os reservatórios tropicais localizados no semiárido, existe uma tendência de ocorrência de maiores períodos de anóxia quando os valores de RWCS apresentam-se mais elevados, gerando uma correlação preditiva entre esse coeficiente e a anóxia nos reservatórios, com R^2 igual a 0.79 e 0.84 para R1 e R13, respectivamente (Figura 15). Porém, apesar da correlação preditiva, nestes reservatórios a dinâmica de estratificação é complexa e geralmente necessita de modelos hidrodinâmicos computacionais para simular a estrutura térmica dos reservatórios (MESQUITA *et al.*, 2020; MORALES-MARIN *et al.*, 2021). Este aspecto dificulta a utilização única de RWCS para estimar a anóxia semiárida, embora, devido à escassez de dados, seja necessário desenvolver abordagens simplificadas para servir como ferramentas preditivas para a anóxia ao modelar a dinâmica de P nos reservatórios semiáridos, dado que a disponibilidade de dados para a parametrização de modelos semiáridos é um grande desafio.

Figura 14 – Profundidade da oxiclina em relação à profundidade total do reservatório para os períodos: a) chuvoso; b) seco.



Fonte: Elaboração Própria.

Figura 15 – Correlações entre RWCS e Fator de Anóxia Observado (AF_o) para os açudes: a) R1 (Castanhaõ); b) R13 (Acarape do Meio).



Fonte: Elaboração Própria.

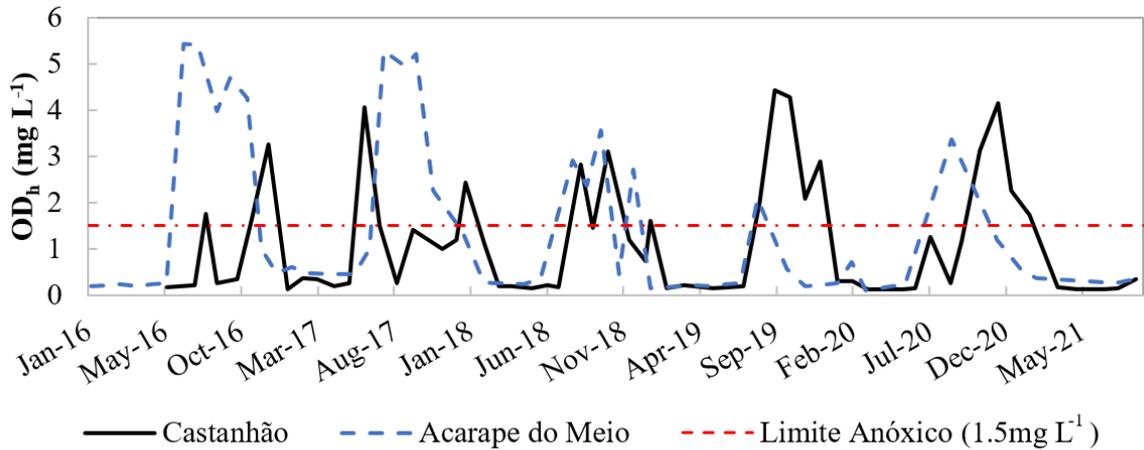
5.2. Variação sazonal da anóxia

A anóxia nos reservatórios R1 e R13 ocorreu pelo menos uma vez em cada mês do ano (Figura 12 e 13), durante o período de coleta de dados, e os reservatórios se apresentaram anóxicos durante longos intervalos de tempo (Figura 16), com concentrações críticas OD. Porém, a maior prevalência de concentrações de OD inferiores à 1.5 mg L⁻¹, transcorreu-se na estação chuvosa, especialmente nos meses de Fevereiro, Março, Maio e Junho. A intensidade da anóxia, em R1 e R13, é maior no primeiro semestre do ano, com cerca de 72% da frequência acumulada de anóxia ocorrendo nesta estação (Figura 17). O período de maior intensidade de anóxia observado no estudo é coincidente com as baixas concentrações de OD nas águas profundas de R1 (Castanhaõ) relatadas por Takahashi *et al.* (2020), onde, decorrente destas condições, houve mortandade de peixes nos anos de 2015, 2016 e 2019. A estratificação térmica, durante a estação chuvosa, pode levar ao esgotamento de OD no hipolímnio, em taxas de depleção superiores as relatadas em corpos de águas temperadas, levando a maiores fatores de anóxia (TOWNSEND, 1999).

A prevalência de anóxia no primeiro semestre, pode ser decorrente da estratificação térmica observada no período, diminuindo os níveis de OD (ZHANG *et al.*, 2019). Já a ocorrência de alguns eventos de anóxia, durante a estação seca, possivelmente é decorrente dos eventos de mistura completa, logo após longos períodos de estratificação. Sob condições de baixo RWCS no hipolímnio, a ocorrência de fatores externos que influem significativamente na mistura da água, tais como o vento (ROCHA E LIMA NETO, 202021a), a mistura completa da água

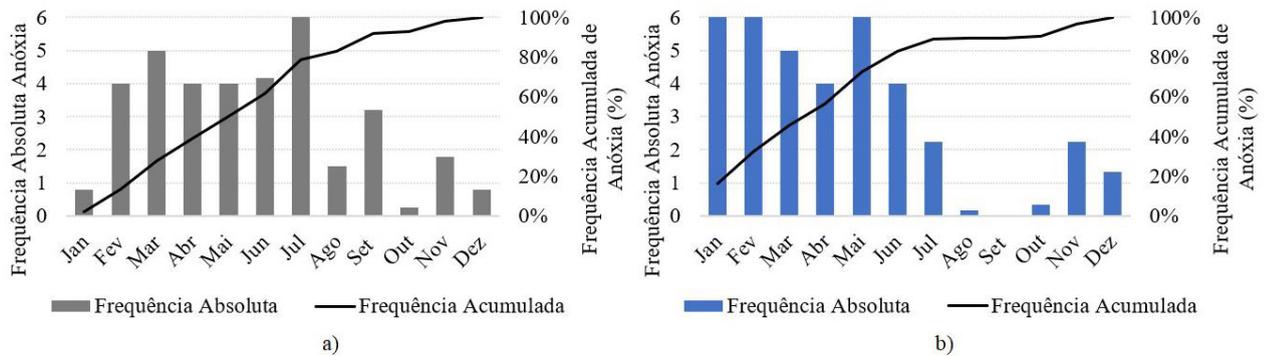
sobrejacente ao sedimento, pode produzir grandes tensões de cisalhamento turbulentas, favorecendo a ressuspensão de sedimentos finos (CUI *et al.* 2021b).

Figura 16 – Dinâmica dos reservatórios R1 (Castanhão) e R13 (Acarape do Meio) quanto à concentração de OD.



Fonte: Elaboração Própria.

Figura 17 – Frequência de anóxia dos reservatórios: a) R1; e b) R13.



Fonte: Elaboração Própria.

Esse padrão de estratificação durante uma época do ano, se assemelha ao padrão dos lagos tropicais que são fundamentalmente monomíticos quentes com regularidade de mistura sazonal que normalmente coincide com o inverno no hemisfério, ou apresentam variações a polimíticos, quando mais rasos. Já lagos em latitudes temperadas apresentam características bem distintas, com tendência a serem dimíticos, com período sazonal de cobertura do gelo e mistura no outono e primavera, e uma estratificação no verão. Embora a estratificação seja característica da estação úmida, nos reservatórios tropicais, pode durar durante os períodos de transição (LEWIS, 2000; BELLANGER *et al.*, 2004; GONÇALVES *et al.*, 2016).

5.3. Quantificação da anóxia em reservatórios tropicais semiáridos

Uma adequação à equação de quantificação de anóxia em reservatórios temperados (NÜRNBERG, 2004) foi proposta e elaborada para reservatórios tropicais semiáridos, a Equação 10 apresenta uma adequação para a estação chuvosa e a Equação 11 para a estação seca. Ao realizar o ajuste para o período seco, o parâmetro da equação original referente ao fator morfométrico ($\frac{\bar{z}}{A_o}$) que tornou-se pouco relevante, sendo $AF_{S,dry}$ apenas função do fósforo total do açude. Isso é atribuído à mistura quase completa da coluna d'água, na qual $AF_{S,dry}$ torna-se independente do nível do reservatório (e do fator morfométrico).

$$AF_{S,wet} = - 8.90 + 64.50 \log(TP_{wet}) + 9.87 \frac{\bar{z}}{A_o} \quad (10)$$

$$AF_{S,dry} = - 58.20 + 71.15 \log(TP_{dry}) \quad (11)$$

Onde, AF_S representa o número de dias do verão que ocorre anóxia no lago (dias verão⁻¹), PT concentração de fósforo total para o período ($\mu\text{g L}^{-1}$), \bar{z} é a profundidade média do reservatório (m), e A_o é a área superficial do lago (km^2).

O ajuste foi considerado satisfatório e as Equações 10 e 11, apresentaram maior proximidade aos dados observados, frente à equação de AF_T (Figura 18). A equação de AF_S apresentou um desvio percentual médio, dos dados observados, de aproximadamente 6% e 28% para os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Já AF_T apresentou um desvio percentual aproximado de 58% na estação chuvosa e 34% na seca. Os valores dos desvios podem ser observados nas Tabelas 2 e 3. Para o período seco, as variações entre $AF_{T,dry}$ e $AF_{S,dry}$ foram inferiores às do período chuvoso, possivelmente pelos eventos de mistura completa na estação seca que transportam os nutrientes do hipolímnio para as águas superficiais, distribuindo esta concentração em toda a coluna de água (TOWNSEND, 1999).

Tabela 2 - Ajuste das equações para o período chuvoso para os reservatórios R1 (Castanhão) e R13 (Acarape do Meio).

	R1(Castanhão)				R13 (Acarape do Meio)				Mean	RMSE
Year	2017	2018	2019	2020	2016	2017	2018	2019		
$AF_{S,wet}$	144	143	154	147	166	211	172	173	163.81	13.11
AF_o	150	150	150	150	180	180	180	180		
Deviation	3.70%	4.40%	2.70%	2.10%	7.80%	17.20%	4.50%	3.80%	5.80%	
	R1 (Castanhão)				R13 (Acarape do Meio)				Mean	RMSE
Year	2017	2018	2019	2020	2016	2017	2018	2019		
$AF_{T,wet}$	74	73	81	76	54	85	55	50	68.36	99.72
AF_o	150	150	150	150	180	180	180	180		
Deviation	50.80%	51.60%	46.10%	49.50%	70.20%	52.50%	69.70%	72.00%	57.80%	

Fonte: Elaboração Própria.

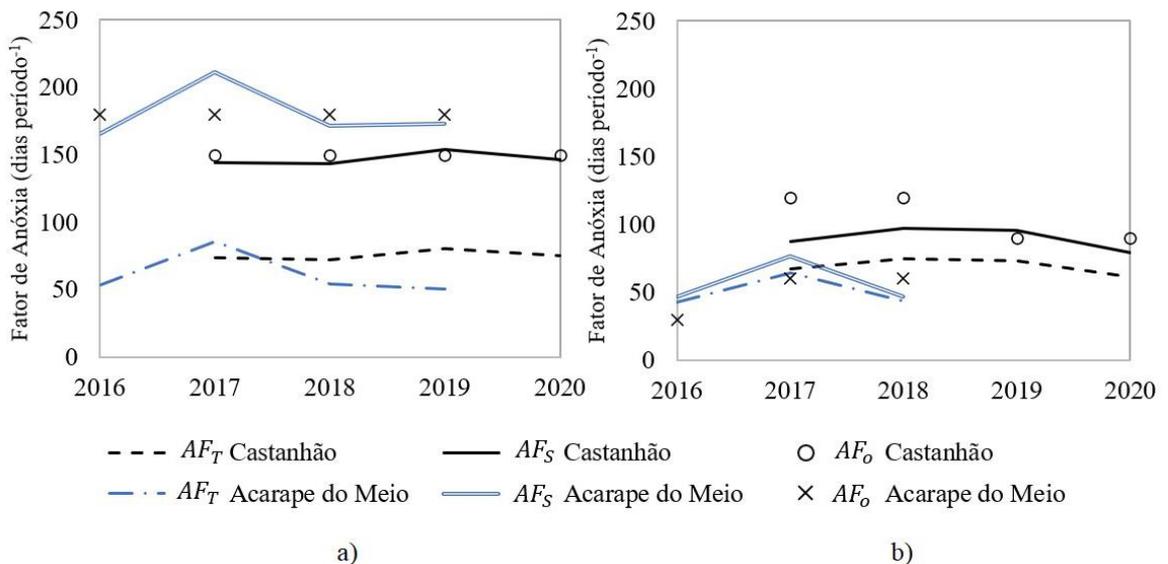
Tabela 3 - Ajuste das equações para o período seco para os reservatórios R1 (Castanhão) e R13 (Acarape do Meio).

	R1(Castanhão)				R13 (Acarape do Meio)				Mean	RMSE
Year	2017	2018	2019	2020	2016	2017	2018	2019	75.63	18.69
$AF_{S,dry}$	87	97	95	79	47	76	47	70		
AF_o	120	120	90	90	30	60	60	150		
Deviation	27.10%	18.80%	6.00%	12.30%	56.30%	27.40%	21.80%	53.10%	27.90%	
	R1 (Castanhão)				R13 (Acarape do Meio)				Mean	RMSE
Year	2017	2018	2019	2020	2016	2017	2018	2019	60.82	42.5
$AF_{T,dry}$	67	74	73	61	43	64	43	60		
AF_o	120	120	90	90	30	60	60	150		
Deviation	43.80%	38.00%	18.90%	32.00%	42.60%	6.80%	27.80%	59.70%	33.70%	

Fonte: Elaboração Própria.

A equação ajustada para reservatórios semiáridos apresentou maiores valores do fator anóxico, mais próximos a intensidade de anóxia observada. Considerando a prevalência da anóxia nos reservatórios do semiárido (Figura 17), os valores encontrados pela equação de lagos tropicais, pouco se adequavam à realidade semiárida, evidenciando a necessidade de modelos que capturem a magnitude dos eventos de anóxia nestes reservatórios. Conforme observado em diversos estudos, a anóxia em reservatórios tropicais é mais prevalente do que os lagos temperados, pois as temperaturas mais altas, frequentemente aceleram o processo de depleção de oxigênio e levam ao rápido desenvolvimento de anóxia hipolimnética, independente do estado trófico (TOWNSEND, 1999; HERNÁNDEZ *et al.*, 2014).

Figura 18 – Ajustes das equações do Fator de Anóxia Temperado (AF_T) para o período: a) chuvoso; b) seco.



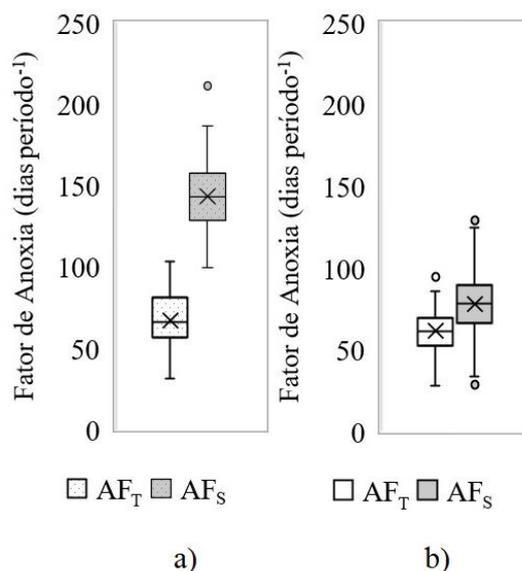
Fonte: Elaboração Própria.

5.4. Comparação entre a anóxia em reservatórios temperados e tropicais

As Equações 10 e 11, calibradas a partir dos reservatórios R1 e R13, foram aplicadas aos demais açudes do estudo, para os períodos chuvoso e seco. $AF_{S,wet}$ variou de 99 a 211 dias com uma média de 140 (± 21.63), já $AF_{S,dry}$ foi de 28 a 129 dias, com a média em 76 (± 21.22) (Figura 19).

A equação original para lagos temperados (Equação 9) também foi aplicada aos açudes do estudo para avaliar seu desempenho frente às novas equações (Equações 10 e 11). Os AF_T obtidos variaram de 31 a 103 dias, com média de 63 (± 15.64) para o período chuvoso e de 28 a 96 dias, com média de 60 dias (± 14.60) no período seco. Os resultados encontrados por Townsend (1999) para os valores médios anuais do fator de anóxia em lagos tropicais, variaram de 30 a 57 dias. Ladwig *et al.* (2021) observaram a anóxia de verão do lago tropical de seu estudo variando de 50 a 60 dias. Por outro lado, para lagos temperados, AF anual apresentado nos estudos variou de 27 a 168 dias (FOLEY *et al.*, 2012), AF de verão está próximo de 21 dias (NÜRNBERG, 1995) e de 15 dias (SNORTHEIM *et al.*, 2017). Não foram encontrados estudos que visem quantificar a anóxia para reservatórios tropicais semiáridos, porém foi observado que alguns fatores climáticos como a temperatura do ar, velocidade do vento e umidade, tem um grande potencial de impacto no fator de anóxia (NÜRNBERG, 1995; SNORTHEIM *et al.*, 2017; LADWIG *et al.*, 2021). Consequentemente, os reservatórios do clima tropical semiárido podem apresentar uma tendência a grande quantidade de dias em condições de anóxia.

Figura 19 – Distribuição dos valores do Fator de Anóxia Temperado (AF_T) e Fator de Anóxia Semiárido (AFs) para o período: a) chuvoso; b) seco.



Fonte: Elaboração Própria.

5.4.1. Caracterização da anóxia no período chuvoso

A maior quantidade de cenários se adequa à equação ajustada, cerca de 67% dos dados válidos, sugere a possibilidade de uma melhor eficácia da Equação 10 para os reservatórios do semiárido, comparada com a equação original proposta por Nürnberg (2004), onde apenas 33% dos cenários se adequaram. Os reservatórios R3, R7, R16 e R17, por exemplo, mostraram melhor ajuste a equação proposta por Nürnberg (2004) invés da equação ajustada.

A equação de lagos temperados (Equação 9) resultou em menores valores de duração da anóxia. Esse aspecto pode ser devido ao fato de os 75 reservatórios do estudo serem de clima temperado (NÜRNBERG, 1995) e a produção primária de nutrientes, como o fósforo, por exemplo, ser cerca de duas a quatro vezes maior em lagos tropicais do que nos temperados. Além disso, lagos tropicais apresentam uma rápida depleção de OD durante a estratificação e proeminência de anóxia, com potencial anóxico hipolímico dez vezes maior do que em lagos temperados (LEWIS, 2010; HERNÁNDEZ *et al.*, 2014). Esse grande potencial anóxico se deve ao longo período de estratificação que leva a um hipolímico rico em nutrientes com baixos valores de OD (BRANCO *et al.*, 2009).

Quantitativamente, foram determinados os desvios dos resultados estimados pelas equações propostas para os dados observados. Os dados $AF_{T,wet}$ mostraram um desvio percentual médio de 61% e a equação ajustada ($AF_{S,wet}$) de 48%, quando comparado aos dados observados obtidos pela aplicação dos cenários (i) e (ii), especificados na seção 4.7. Os reservatórios que apresentaram os cenários que menos se adequaram à Equação 10, em geral, foram aqueles com maior concentração de fósforo total durante a estação chuvosa, excluindo o reservatório R3. Exceto os reservatórios R14 e R18, os demais que apresentaram concentrações de PT abaixo de $149 \mu\text{g L}^{-1}$ tiveram ajustes maiores em 67% dos cenários (ver Tabela 4). Apesar da correlação positiva entre a concentração de PT e anóxia, observou-se um limiar em que a quantidade de fósforo deixou de representar a anóxia desses reservatórios. Alguns reservatórios, apesar de apresentarem alta concentração média de PT na coluna d'água, não apresentaram anóxia na zona mais profunda sob o sedimento.

Tabela 4 - Distribuição resultados do ajuste da equação de AF_T para cada açude no período chuvoso

ID	Reservatório	PT Médio	AF_T ^b Médio	AF_S ^b Médio	AF_o ^b Médio	Desvio Médio AF_T	Desvio Médio AF_S	Frequência Cenários Óxidos	Cenários Ajustados AF_S	n° cenários ^a
R17	Canafistula	137	71	147	90	21%	63%	0%	0%	3
R3	Banabuiú	96	65	144	90	28%	60%	0%	0%	5
R7	Flor do Campo	267	80	152	66	86%	144%	40%	20%	5
R16	Rivaldo de Carvalho	182	75	157	90	64%	108%	25%	25%	4
R10	Forquilha	171	66	138	120	48%	47%	0%	50%	6
R14	Olhos d'água	34	43	137	135	68%	38%	0%	50%	4
R18	São José I	118	67	147	135	50%	37%	0%	50%	4
R4	Pentecoste	173	72	138	126	66%	48%	20%	60%	5
R8	Ayres de Souza	113	62	122	90	62%	62%	17%	67%	6
R5	General Sampaio	99	64	138	135	69%	50%	17%	67%	6
R15	Arrebita	119	64	140	144	56%	23%	0%	80%	5
R6	Edson Queiroz	118	66	143	150	72%	39%	17%	83%	6
R9	Angicos	63	53	119	150	65%	32%	0%	83%	6
R19	Colina	148	73	153	165	56%	17%	0%	83%	6
R11	Rosário	39	44	115	162	73%	35%	0%	100%	5
R12	Cachoeira	39	43	120	180	76%	33%	0%	100%	4
R2	Orós	100	64	131	180	64%	27%	0%	100%	6
R13	Acarape do Meio	72	57	178	180	68%	7%	0%	100%	6
R1	Castanhão	146	72	140	150	52%	8%	0%	100%	5

^a AF_T é o Fator de Anóxia Temperado; AF_S é o Fator de Anóxia Semiárido; AF_o é o Fator de Anóxia observado pelas medições de campo;

^b n° de cenários corresponde a quantidade de anos com dados disponíveis para cada reservatório (cada ano com disponibilidade de dados representa um cenário);

* Os reservatórios destacados em vermelhos são aqueles quais a equação de AF_S apresentou um pior ajuste aos cenários dos reservatórios.

Fonte: Elaboração Própria.

Os maiores desvios ocorreram nos açudes que possuem uma maior quantidade de cenários óxicos na mesma estação ($R^2 = 0.66$), ou seja, maior prevalência do cenário iii, com valores de AF_o iguais a zero. Considerando os quatro açudes que menos se adequaram, dois (R7 e R16) encontravam-se em condições óxicas em 40% e 25% dos cenários, respectivamente, apresentando assim maiores desvios na estimativa de $AF_{S,wet}$. Possivelmente, estes eventos devem-se à falta de capacidade da equação em capturar a ocorrência simultânea de uma alta carga de fósforo no reservatório e a ausência de anóxia nas águas de fundo. No entanto, esses eventos podem ser explicados uma vez que os altos níveis de PT em reservatórios semiáridos não são apenas resultado da carga interna, mas de uma forte entrada de PT de carga externa (RAULINO *et al.*, 2021; WIEGAND *et al.*, 2021; LIMA NETO *et al.*, 2022).

O desvio percentual médio de $AF_{S,wet}$ apresenta uma correlação moderada com os valores de fósforo total ($R^2=0.41$). Quanto menor forem os valores da concentração de PT medidos no período chuvoso, menos a equação de $AF_{S,wet}$ irá se desviar dos valores observados. Os maiores desvios entre $AF_{S,wet}$ e AF_o , ocorrem na presença dos cenários óxidos dos açudes, visto que o menor valor de $AF_{S,wet}$ obtido foi de 99 dias, e nestes cenários foram adotados zero dias de anóxia, tendendo o $AF_{S,wet}$ a superestimar a quantidade de dias de anóxia.

Outro fator em comum entre os açudes, que apresentaram uma menor adequação à nova equação, é a pouca quantidade de dados. Os açudes R16, R17 e R18 apresentam uma amostra entre três e quatro dados para a análise, em uma amostra total de seis. A falta de medições nestes açudes ocorreu em períodos nos quais os reservatórios encontravam-se secos ou cobertos por macrófitas, impossibilitando a realização das medições. Assim, equação pode apresentar um menor ajuste aos reservatórios que se apresentaram com estas características em todo ou parte do período chuvoso. Como não foram realizadas medições, a anóxia não foi computada. Este aspecto leva a menores valores médios de anóxia na estação chuvosa, o que contrasta com os altos valores de AF esperados para a região.

O fósforo total de cada açude apresenta uma forte correlação com a característica climática de velocidade do vento ($R^2=0.57$). Estudos anteriores já evidenciaram esta correlação, onde o aumento da velocidade do vento pode levar à quebra da estratificação mais cedo e à diminuição da estabilidade térmica durante os períodos estratificados, resultando em uma diminuição do AF (SNORTHEIM *et al.*, 2017; MERINO-IBARRA *et al.*, 2021; ROCHA E LIMA NETO, 2022). Já para as variáveis de precipitação e evapotranspiração média, foi observada uma correlação fraca ou nula. Não foi verificada significância estatística entre os valores de PT e as características morfométricas do reservatório, na estação chuvosa, apenas uma fraca correlação negativa ($R^2=-0.14$) entre PT e a profundidade média. Townsend (1999), relatam que apesar de lagos mais rasos terem uma depleção mais rápida de OD, não necessariamente eles teriam uma anóxia prolongada. Apesar disto, de estudos mostram uma correlação entre estes fatores (NÜRNBERG, 2004, 2009; WELCH E COOKE, 2005).

5.4.2. Caracterização da anóxia no período seco

$AF_{S,dry}$ se adequou a 63% dos dados e $AF_{T,dry}$ a 37% na estação seca. Os açudes R4, R8, R9, R10 e R17, correspondente a 26% dos reservatórios analisados, apresentaram menos de 50% de ajuste à equação para $AF_{S,dry}$, Tabela 5. As equações obtiveram maiores desvios

dos valores observados quando a anóxia no período seco dos açudes apresentava-se em extremos, com todo o semestre óxido ou anóxico. Visto que grandes flutuações na concentração de oxigênio são mais comuns em corpos d'água tropicais em comparação a suas contrapartes temperadas (TOWNSEND, 1999), esta variação entre os reservatórios apresentando-se óxicos ou anóxicos, pode ser de difícil representação pela equação.

Tabela 5 - Distribuição resultados do ajuste da equação de AF_T para cada açude no período seco

ID	Reservatório	PT Médio	AF_T ^a Médio	AF_S ^a Médio	AF_o ^a Médio	Desvio Médio AF_T	Desvio Médio AF_S	Frequência Cenários Óxidos	Cenários Ajustados AF_S	n° cenários ^b
R4	Pentecoste	121	65	84	0	-	-	100%	0%	4
R8	Ayres de Souza	77	57	73	18	296%	354%	80%	20%	5
R17	Canafistula	90	63	80	30	174%	195%	67%	33%	3
R9	Angicos	44	47	58	30	152%	164%	67%	33%	3
R10	Forquilha	96	59	76	54	137%	149%	60%	40%	5
R16	Rivaldo de Carvalho	183	73	95	45	132%	146%	50%	50%	4
R7	Flor do Campo	181	71	93	68	49%	60%	25%	50%	4
R5	General Sampaio	84	60	77	72	91%	90%	40%	60%	5
R15	Arrebita	63	54	67	72	80%	74%	40%	60%	5
R13	Acarape do Meio	47	51	58	78	43%	43%	0%	60%	5
R3	Banabuiú	130	71	91	60	59%	60%	33%	67%	3
R18	São José I	118	69	88	90	78%	75%	33%	67%	3
R14	Olhos d'água	62	50	59	90	73%	72%	25%	75%	4
R19	Colina	178	73	95	162	55%	46%	0%	80%	5
R1	Castanhão	123	69	90	102	32%	14%	0%	100%	5
R11	Rosário	30	38	44	113	67%	61%	0%	100%	4
R12	Cachoeira	31	40	47	90	56%	48%	0%	100%	2
R6	Edson Queiroz	94	63	81	144	56%	44%	0%	100%	5
R2	Orós	100	65	84	113	42%	26%	0%	100%	4

^a AF_T é o Fator de Anóxia Temperado; AF_S é o Fator de Anóxia Semiárido; AF_o é o Fator de Anóxia observado pelas medições de campo;

^b n° de cenários corresponde a quantidade de anos com dados disponíveis para cada reservatório (cada ano com disponibilidade de dados representa um cenário);

* Os reservatórios destacados em vermelhos são aqueles quais a equação de AF_S apresentou um pior ajuste aos cenários dos reservatórios.

Fonte: Elaboração Própria.

Quanto maior o número de cenários óxicos menor a quantidade de cenários ajustados ($R^2=-0.87$) e maior o desvio percentual médio das equações ($R^2=0.74$). Possivelmente, isso pode ser devido à sub-representação dos reservatórios selecionados para a calibração para representarem adequadamente toda a amostragem de dados. Os reservatórios estiveram

anóxicos durante a maior parte do período de observação, e aqueles que não apresentaram este comportamento resultaram em maior desvio das equações calibradas.

Como as concentrações de OD no início da estratificação térmica em lagos tropicais são menores do que aquelas tipicamente registradas em lagos temperados, espera-se que o tempo necessário para atingir a anóxia hipolimnética seja menor em lagos tropicais que em lagos temperados, aumentando a probabilidade de longos períodos de anóxia hipolimnética (TOWNSEND, 1999). Os reservatórios que se encontravam óxicos em mais da metade do período de observação, apresentaram os maiores desvios e um ajuste igual ou inferior 50% dos dados observados, conforme o desvio médio percentual de $AF_{S,dry}$ aumenta o ajuste aos cenários de cada açude diminui.

Os parâmetros média do desvio percentual, PT médio, $AF_{S,dry}$ médio, e porcentagem de cenários ajustados à equação do $AF_{S,dry}$ estes valores foram correlacionados com as características morfométricas (profundidade, área e volume) e climáticas (precipitação média do período chuvoso, evapotranspiração potencial, temperatura do ar e velocidade do vento) de cada açude. Uma pequena correlação foi observada, de forma que quanto maior a profundidade média do açude, menor o desvio médio percentual de $AF_{S,dry}$ ($R^2=-0.25$).

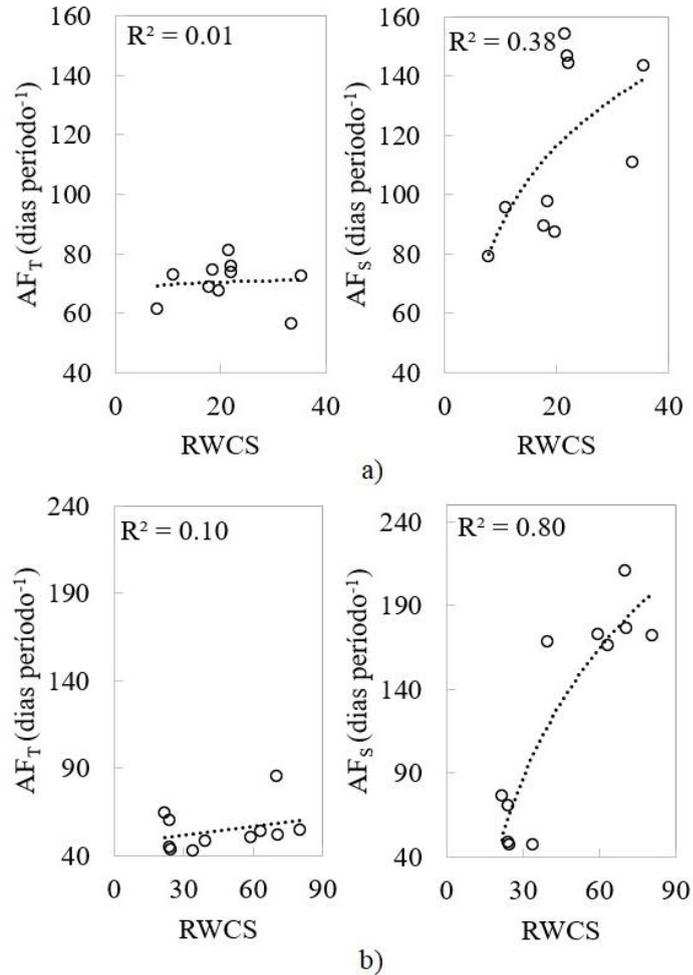
O alto desvio da quantificação da anóxia no período seco entre os reservatórios, em que muitos apresentavam-se completamente óxicos durante o estudo e outros com elevados fatores de anóxia, pode ser influenciado pela instabilidade da coluna d'água durante o período seco, quando foram observados menores valores de RWCS. Nesta condição de maior homogeneidade, o oxigênio é melhor distribuído entre as camadas e evitando a difusão de nutrientes nas águas de fundo. Em contrapartida, quando RWCS é baixo, há uma grande propensão ao desequilíbrio e início de uma estratificação que pode ocasionar anóxia nesta estação (GONÇALVES *et al.*, 2016).

5.4.3. Comparação entre as equações ajustadas para reservatórios tropicais semiáridos e a equação para lagos temperados

Quando analisada a correlação entre RWCS e os fatores de anóxia, tanto para as equações ajustadas para o semiárido e quanto para a equação para reservatórios temperados, considerada por (LADWIG *et al.*, 2021) como uma correlação preditiva, observa-se que a equação ajustada segue o padrão de estratificação representado por RWCS nos açudes semiáridos, possuindo uma forte correção ($R^2=0.38$ e $R^2=0.80$) para os dois açudes analisados. Entretanto, a equação de Nürnberg (2004) não consegue representar os períodos de estratificação dos reservatórios,

apresentando uma fraca ou nenhuma correlação com RWCS ($R=0.01$ e $R^2=0.10$), maiores detalhes destas correlações podem ser observados na Figura 20.

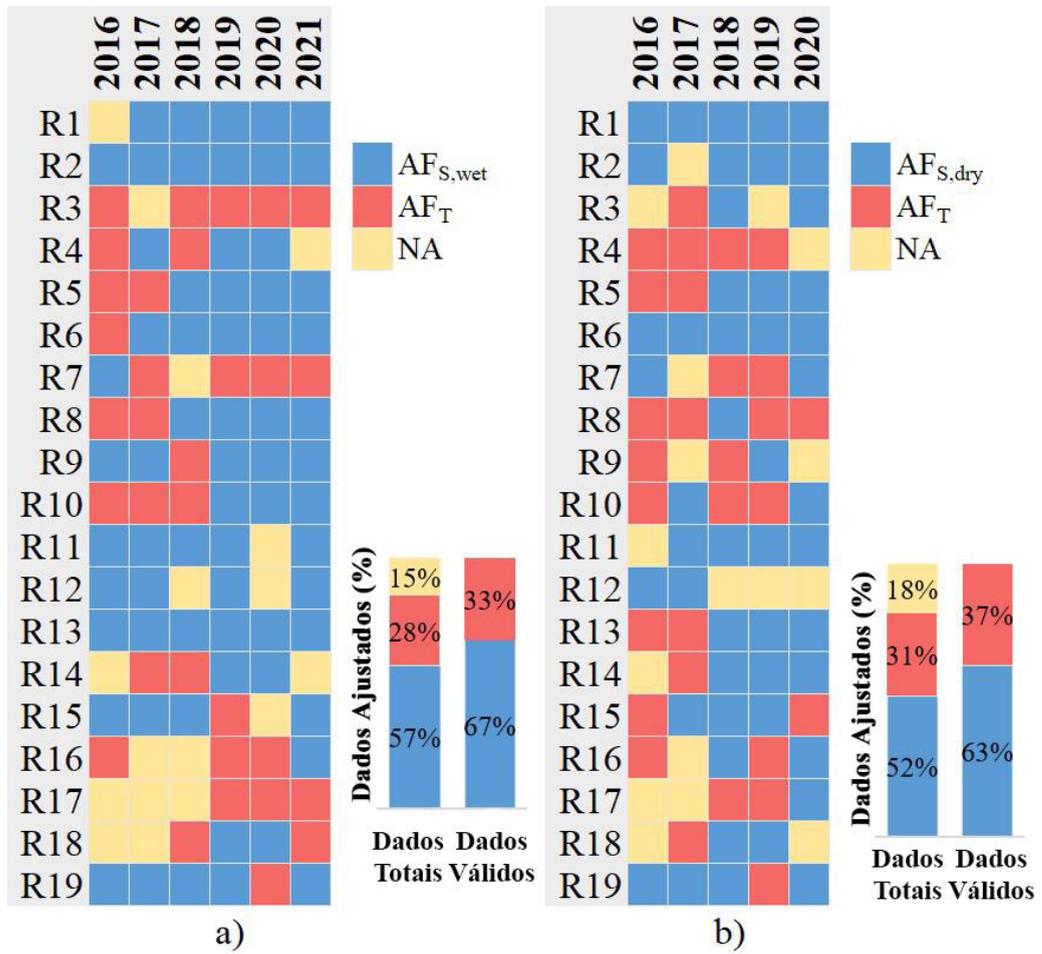
Figura 20 – Correlação entre RWCS e os Fatores de Anóxia (AF_T e AF_S) para os reservatórios: a) R1 (Castanhão); b) R13 (Acarape do Meio).



Fonte: Elaboração Própria.

As equações ajustadas apresentaram um melhor ajuste aos dados observados, com desvios percentuais inferiores aos encontrados para AF_T , conforme apresentado nas Tabelas 4 e 5. Ao analisar a adequação aos cenários (Figura 21), os reservatórios que apresentam maior quantidade de dias observados em anóxia (R1, R2, R6, R11, R12, R13 e R19), consequentemente maior AF_o , foram os que apresentaram um elevado desempenho, com maior quantidade de cenários aderentes à equação, frente à equação de AF_T , tanto para o período seco quanto chuvoso.

Figura 21 – Adequação dos cenários às equações de AF_T e AF_S nos períodos: a) chuvoso e b) seco.



Fonte: Elaboração Própria.

6 CONCLUSÕES

Neste estudo foi avaliado o comportamento de 19 reservatórios tropicais semiáridos quanto aos padrões de estratificação, estabilidade da coluna d'água, depleção hipolimnética de oxigênio dissolvido, ocorrência e duração da anóxia.

Duas equações foram propostas para quantificar a duração da anóxia ($AF_{S,wet}$ e $AF_{S,dry}$), e mostraram melhor aderência aos reservatórios do semiárido tropical para ambos os períodos (chuvoso e seco) do que a equação disponível na literatura para lagos temperados (AF_T). Durante a estação chuvosa, os reservatórios que menos se adaptaram ao AF_S foram aqueles com maiores concentrações de PT. De modo geral, a equação proposta para lagos temperados tende a subestimar a duração da anóxia em reservatórios semiáridos, com maiores desvios dos dados observados em relação aos ajustados. Os maiores desvios das equações ajustadas ocorreram nos reservatórios que prevaleceram em condições óxicas durante a maior parte do período de estudo e nos que apresentam uma pouca quantidade de dados medições realizadas ao longo do estudo. Por outro lado, os melhores ajustes ocorreram nos reservatórios que apresentam maior intensidade de anóxia.

A ocorrência de anóxia em reservatórios semiáridos foi maior na estação chuvosa, com aproximadamente 72% da frequência de anóxia ocorrendo até o mês de Junho. Durante a estação chuvosa, ocorreu a maior estabilidade térmica dos reservatórios tropicais, com períodos de estratificação seguidos de regimes de mistura completa durante a estação seca. Desta forma, o coeficiente de estabilidade (RWCS) correlacionou-se satisfatoriamente com os períodos de anóxia nos locais do estudo, servindo como uma ferramenta simples e preditiva para a estimativa da duração da anóxia, apesar da complexidade na modelagem hidrodinâmica da estratificação térmica. Além disso, posto as incertezas apresentadas neste trabalho, como a limitação dos dados de medição utilizados para calibrar as equações propostas, essas equações são abordagens metodológicas de fácil aplicação e necessitam de pouca quantidade de dados, assim podem ser usadas para potencialmente apoiar a estimativa da carga interna de fósforo em reservatórios semiáridos.

REFERÊNCIAS

- ALPASLAN, K., SESLI, A., TEPE, R., ÖZBEY, N., BIRICI, N., TÜNAY, S., KOÇER, M.A.T. Vertical and seasonal changes of water quality in Keban dam reservoir. **J. Fish**, [S.I], v. 6, p. 252–262, 2012. DOI: <https://doi.org/10.3153/jfscom.2012029>.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington, DC: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2005.
- BECKER, V., HUSZAR, V.L.M., CROSSETTI, L.O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrobiologia**, [S.I], v. 628, p. 137–151, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9751-7>
- BELLANGER, B., HUON, S., STEINMANN, P., CHABAUX, F., VELASQUEZ, F., VALLÈS, V., ARN, K., CLAUER, N., MARIOTTI, A. Oxic-anoxic conditions in the water column of a tropical freshwater reservoir (Peña-Larga dam, NW Venezuela). **Appl. Geochemistry**, [S.I], v. 19, p. 1295–1314, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2003.11.007>
- BIRT, D., WAIN, D., SLAVIN, E., ZANG, J., LUCKWELL, R., BRYAN, L.D. Future Climate Scenarios and Predictions. **Water (Switzerland)**, [S.I], v. 13, p. 1–27, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13182467>
- BOEHRER, B., HERZSPRUNG, P., SCHULTZE, M., MILLERO, F.J. Calculating density of water in geochemical lake stratification models. **Limnol. Oceanogr. Methods**, [S.I], v. 8, p. 567–574, 2010. DOI: <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.0567>
- BRANCO, C.W.C., KOZLOWSKY-SUZUKI, B., SOUSA-FILHO, I.F., GUARINO, A.W.S., ROCHA, R.J. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. **Lakes Reserv. Res. Manag**, [S.I], v. 14, p. 175–191, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2009.00403.x>
- BRASIL. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. **Hidroweb**, 2021. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/>. Acesso em: 08 Julho 2022.
- 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**, [S.I], v. 770, p. 145–164, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2578-5>
- CAMPOS, J.N.B., LIMA NETO, I.E., STUDART, T.M.C., NASCIMENTO, L.S.V. Trade-off between reservoir yield and evaporation losses as a function of lake morphology in semi-

- arid Brazil. **An. Acad. Bras. Cienc**, [S.I], v. 88, p. 1113–1125, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620150124>
- CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos - COGERH. **Portal Hidrológico do Ceará, 2021**. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br>>. Acesso em: 27 June 2022.
- CHAPRA, S.C., CANALE, R.P. Long-term phenomenological model of phosphorus and oxygen for stratified lakes. **Water Res**, [S.I], v. 25, p. 707–715, 1991. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90046-S](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90046-S)
- CUI, G., LI, X.D., LI, S., DING, S., LI, Q., YANG, M., LV, H., WANG, Y. Varying water column stability controls the denitrification process in a subtropical reservoir, Southwest China. **J. Environ. Sci. (China)**, [S.I], v. 111, p. 208–219, 2021a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.02.034>
- CUI, G., WANG, B., XIAO, J., QIU, X.L., LIU, C.Q., LI, X.D. Water column stability driving the succession of phytoplankton functional groups in karst hydroelectric reservoirs. **J. Hydrol**, [S.I], v. 592, p. 125607, 2021b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125607>
- DE ARAÚJO, J.C., MEDEIROS, P.H.A. Impact of Dense Reservoir Networks on Water Resources in Semiarid Environments. **Australas. J. Water Resour**, [S.I], v. 17, p. 87–100, 2013. DOI: <https://doi.org/10.7158/13241583.2013.11465422>
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 1998.
- FOLEY, B., JONES, I.D., MABERLY, S.C., RIPPEY, B. Long-term changes in oxygen depletion in a small temperate lake: Effects of climate change and eutrophication. **Freshw. Biol**, [S.I], v. 57, p. 278–289, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02662.x>
- GONÇALVES, M.A., GARCIA, F.C., BARROSO, G.F. Morphometry and mixing regime of a tropical lake: Lake Nova (Southeastern Brazil). **An. Acad. Bras. Cienc**, [S.I], v. 88, p. 1341–1356, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620150788>
- GÖNCÜ, S., ALBEK, E. An integrated approach to assess the ecological and chemical status of lakes with HOD/AHOD: a case study of two lakes. **J. Oceanol. Limnol**, [S.I], v. 37, p. 146–159, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00343-019-7276-0>
- HENRY, R., BARBOSA, F.A.R. Thermal structure, heat content and stability of two lakes in The National Park of Rio Doce Valley (Minas Gerais, Brazil), **Hydrobiologia**, [S.I], v. 171, p. 189-199, 1989.
- HERNÁNDEZ, M. DEL C., ALCOCER, J., OSEGUERA, L.A., ESCOBAR, E. Profundal benthic invertebrates in an oligotrophic tropical lake: Different strategies for coping with

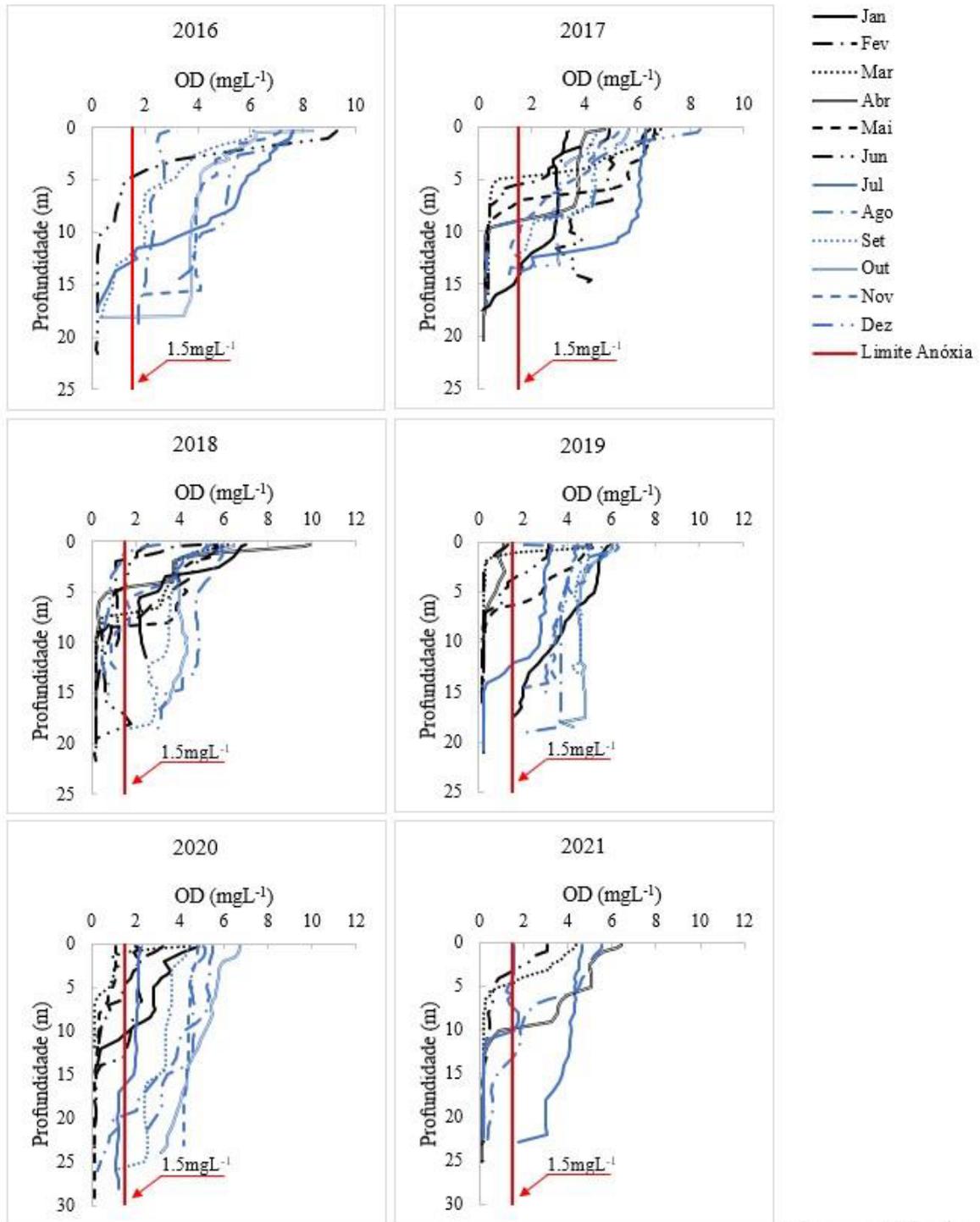
- anoxia. **J. Limnol**, [S.I], v. 73, p. 387–399, 2014. DOI: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.910>
- JI, Z.G. **Hydrodynamics and water quality: modeling rives, lakes, and estuaries**. 1. ed. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Inc, 2008.
- KALFF, J. **LIMNOLOGY: Inland Water Ecosystems**, 2. ed. California: Prentice Hall, Universidade da Califórnia, 2002.
- KIANI, M., TAMMEORG, P., NIEMISTÖ, J., SIMOJOKI, A., TAMMEORG, O. Internal phosphorus loading in a small shallow Lake: Response after sediment removal. **Sci. Total Environ**, [S.I], v. 725, p. 138279, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138279>
- LADWIG, R., HANSON, P.C., DUGAN, H.A., CAREY, C.C., ZHANG, Y., SHU, L., DUFFY, C.J., COBOURN, K.M. Lake thermal structure drives interannual variability in summer anoxia dynamics in a eutrophic lake over 37 years. **Hydrol. Earth Syst. Sci**, [S.I], v. 25, p. 1009–1032, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-25-1009-2021>
- LEWIS, W.M. Biogeochemistry of tropical lakes. **SIL Proceedings**, [S.I], v. 1922-2010 30, p. 1595–1603, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11902383>
- LEWIS, W.M. Radar image of one dimension rough surface with buried object. **Prog. Electromagn. Res**, [S.I], v. B 5, p. 35–48, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2000.00091.x>
- LIMA NETO, I.E. Impact of artificial destratification on water availabilof reservoirs in the Brazilian semiarid. **An. Acad. Bras. Cienc**, [S.I], v. 91, p. 1–12, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920171022>
- LIMA NETO, I.E., MEDEIROS, P.H.A., COSTA, A.C., WIEGAND, M.C., BARROS, A.R.M., BARROS, M.U.G., 2022. Assessment of phosphorus loading dynamics in a tropical reservoir with high seasonal water level changes. **Sci. Total Environ**, [S.I], v. 815, p. 152875. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152875>
- MARCÉ, R., RODRÍGUEZ-ARIAS, M.À., GARCÍA, J.C., ARMENGOL, J.O.A.N. El Niño Southern Oscillation and climate trends impact reservoir water quality. **Glob. Chang. Biol**, [S.I], v. 16, p. 2857–2865, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02163.x>
- MARTIN, J.L., MCCUTCHEON, S.C., & SCHOTTMAN, R.W. **Hydrodynamics and transport for water quality modeling**. 1. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 1998.
- MASSEL, S.R. **Internal waves in the Baltic Sea**. GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences. Springer, [S.I], 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-18908-6_7

- MERINO-IBARRA, M., RAMÍREZ-ZIEROLD, J.A., VALDESPINO-CASTILLO, P.M., CASTILLO-SANDOVAL, F.S., GUZMÁN-ARIAS, A.P., BARJAU-AGUILAR, M., MONROY-RÍOS, E., LÓPEZ-GÓMEZ, L.M., SACRISTÁN-RAMÍREZ, A., QUINTANILLA-TERMINEL, J.G., ZAYAS, R.G. DE, JIMENEZ-CONTRERAS, J., VALERIANO-RIVEROS, M.E., VILACLARA-FATJÓ, G., SÁNCHEZ-CARRILLO, S. Vertical boundary mixing events during stratification govern heat and nutrient dynamics in a windy tropical reservoir lake with important water-level fluctuations: A long-term (2001–2021) study. **Water (Switzerland)**, [S.I], v. 13, p. 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13213011>
- MESQUITA, J.B. DE F., LIMA NETO, I.E., RAABE, A., DE ARAÚJO, J.C. The influence of hydroclimatic conditions and water quality on evaporation rates of a tropical lake. **J. Hydrol**, [S.I], v. 590, p. 125456, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125456>
- MORALES-MARIN, L.A., CARR, M., SADEGHIAN, A., LINDENSCHMIDT, K.E., 2021. Climate change effects on the thermal stratification of Lake Diefenbaker, a large multi-purpose reservoir. **Can. Water Resour. J**, [S.I], v. 46, p. 1–16. DOI: <https://doi.org/10.1080/07011784.2020.1854120>
- MOURA, D.S., LIMA NETO, I.E., CLEMENTE, A., OLIVEIRA, S., PESTANA, C.J., APARECIDA DE MELO, M., CAPELO-NETO, J. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. **Chemosphere**, [S.I], v. 246, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125686>
- NASELLI-FLORES, L., BARONE, R. Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: Setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. **Hydrobiologia**, [S.I], v. 548, p. 85–99, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1149-6>
- NÜRNBERG, G.K. Quantification of Anóxia and Hypoxia in Water Bodies. **Encycl. Water**, [S.I], v. 65, p. 1–9, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781119300762.wsts0081>
- NÜRNBERG, G.K. Assessing internal phosphorus load - Problems to be solved. **Lake Reserv. Manag**, [S.I], v. 25, p. 419–432, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1080/00357520903458848>
- NÜRNBERG, G.K. Quantified hypoxia and anóxia in lakes and reservoirs. **Scientific World Journal**, [S.I], v. 4, p.42–54, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1100/tsw.2004.5>
- NÜRNBERG, G.K. Quantifying anóxia in lakes. **Limnol. Oceanogr**, [S.I], v. 40, p. 1100–1111, 1995. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.6.1100>
- PACHECO, H.C.A., CEBALLOS, B.S.O. DE, LIMA NETO, I.E. Uma Análise de Regressão

- Para Determinação do Nível de Eutrofização de um Reservatório do Semiárido Brasileiro. **Revista AIDS**, [S.I], v. 9, p. 274–289, 2016.
- PADISÁK, J., BARBOSA, F., KOSCHEL, R., KRIENITZ, L. Deep layer cyanoprokaryota maxima in temperate and tropical lakes. **Adv. Limnol**, [S.I], v. 58, p. 175–199, 2003.
- RABELO, U.P., DIETRICH, J., COSTA, A.C., SIMSHÄUSER, M.N., SCHOLZ, F.E., NGUYEN, V.T., LIMA NETO, I.E. Representing a dense network of ponds and reservoirs in a semi-distributed dryland catchment model. **J. Hydrol**, [S.I], v. 603, p. 127103, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127103>
- RAULINO, J.B.S., SILVEIRA, C.S., LIMA NETO, I.E. Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality of large semi-arid reservoirs in Brazil. **Hydrol. Sci. J**, [S.I], v. 66, p. 1321–1336, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1933491>
- ROCHA, M. DE J.D., LIMA NETO, I.E. Internal phosphorus loading and its driving factors in the dry period of Brazilian semiarid reservoirs. **J. Environ. Manage**, [S.I], v. 312, p. 114983, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114983>
- ROCHA, M. DE J.D., LIMA NETO, I.E. Modeling flow-related phosphorus inputs to tropical semiarid reservoirs. **J. Environ. Manage**, [S.I], v. 295, p. 113123, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113123>
- SAARIJÄRVI, E., LAPPALAINEN, K.M. Regulation of stratification as a tool for improving hypolimnetic oxygen state. **SIL Proceedings**, [S.I], v. 1922-2010 29, p. 1037–1042, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1080/03680770.2005.11902842>
- SNORTHEIM, C.A., HANSON, P.C., MCMAHON, K.D., READ, J.S., CAREY, C.C., DUGAN, H.A. Meteorological drivers of hypolimnetic anoxia in a eutrophic, north temperate lake. **Ecol. Modell**, [S.I], v. 343, p. 39–53, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.10.014>
- SOUZA FILHO, F. DE A., MARTINS, E.S.P.R., PORTO, M. O Processo de Mistura em Reservatórios do Semi-Árido e sua Implicação na Qualidade da Água. **Rev. Bras. Recur. Hídricos**, [S.I], v. 11, p. 109–119, 2006. DOI: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v11n4.p109-119>
- TAKAHASHI, L.D.S., SILVEIRA, C. DA S., VASSCONCELOS JÚNIOR, F. DAS C. Revista Brasileira de Geografia Física. **Rev. Bras. Geogr. Física**, [S.I], v. 13, p. 2476–2490, 2020.
- TOWNSEND, S.A. The seasonal pattern of dissolved oxygen, and hypolimnetic deoxygenation, in two tropical Australian reservoirs. **Lakes Reserv. Res. Manag**, [S.I], v. 4, p. 41–53, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.1999.00077.x>
- TUNDISI, J. G., TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 1. ed. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2008.

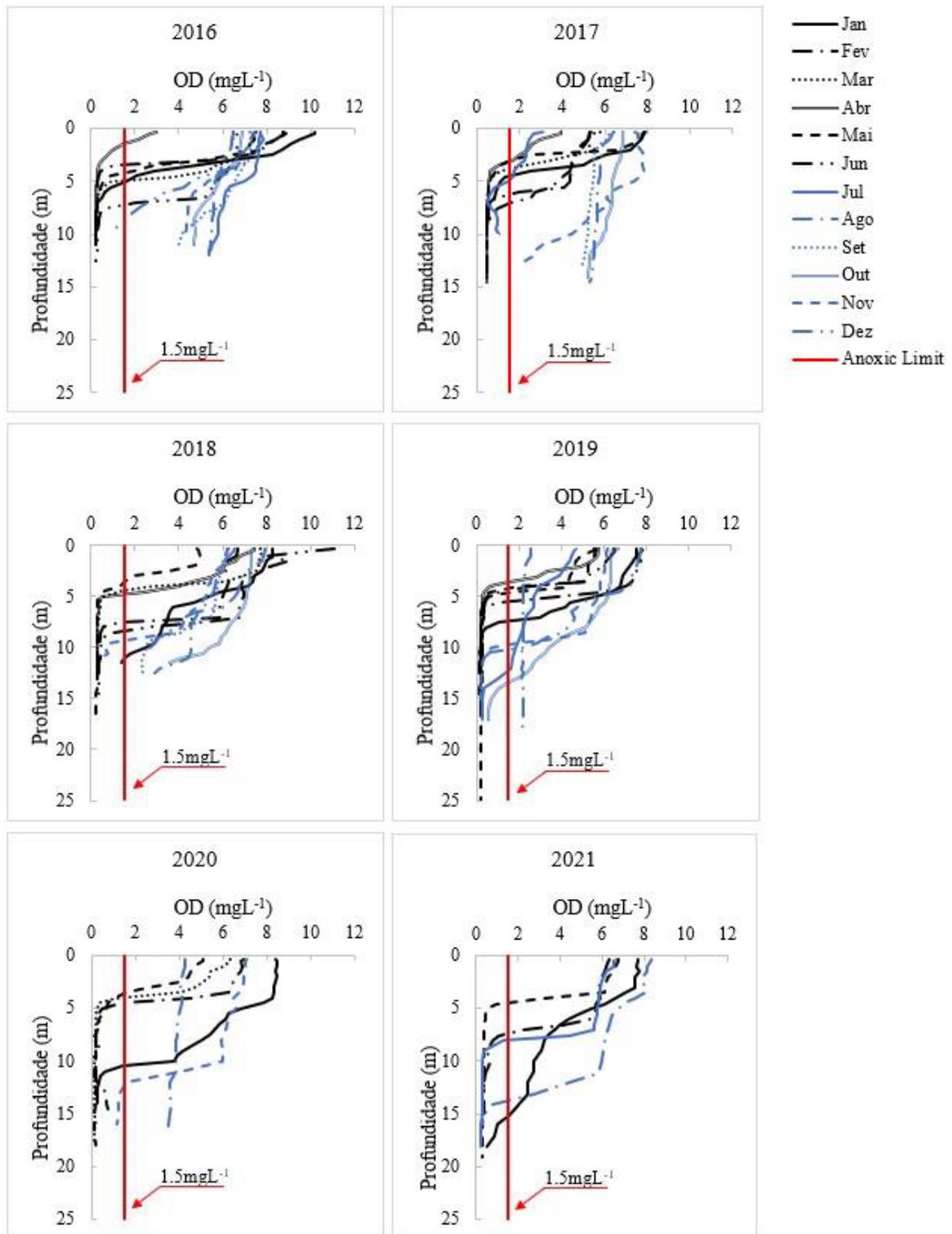
- UNESCO. **Tenth report of the joint panel on oceanographic tables and standards.** Unesco Tech. Pap. Mar. Sci, 1981.
- VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** 2. ed. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 2014.
- WELCH, E.B., COOKE, G.D. Internal phosphorus loading in shallow lakes: Importance and control. **Lake Reserv. Manag**, [S.I], v. 21, p. 209–217, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1080/07438140509354430>
- WIEGAND, M.C., DO NASCIMENTO, A.T.P., COSTA, A.C., LIMA NETO, I.E. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **J. Arid Environ**, [S.I], v. 184, p. 104321, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104321>
- ZHANG, M., NIU, Z., CAI, Q., XU, Y., QU, X. Effect of water column stability on surface chlorophyll and time lags under different nutrient backgrounds in a deep reservoir. **Water (Switzerland)**, [S.I], v. 11, p.1504, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11071504>

**ANEXO A – VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO COM A PROFUNDIDADE
PARA O AÇUDE R1 (CASTANHÃO)**



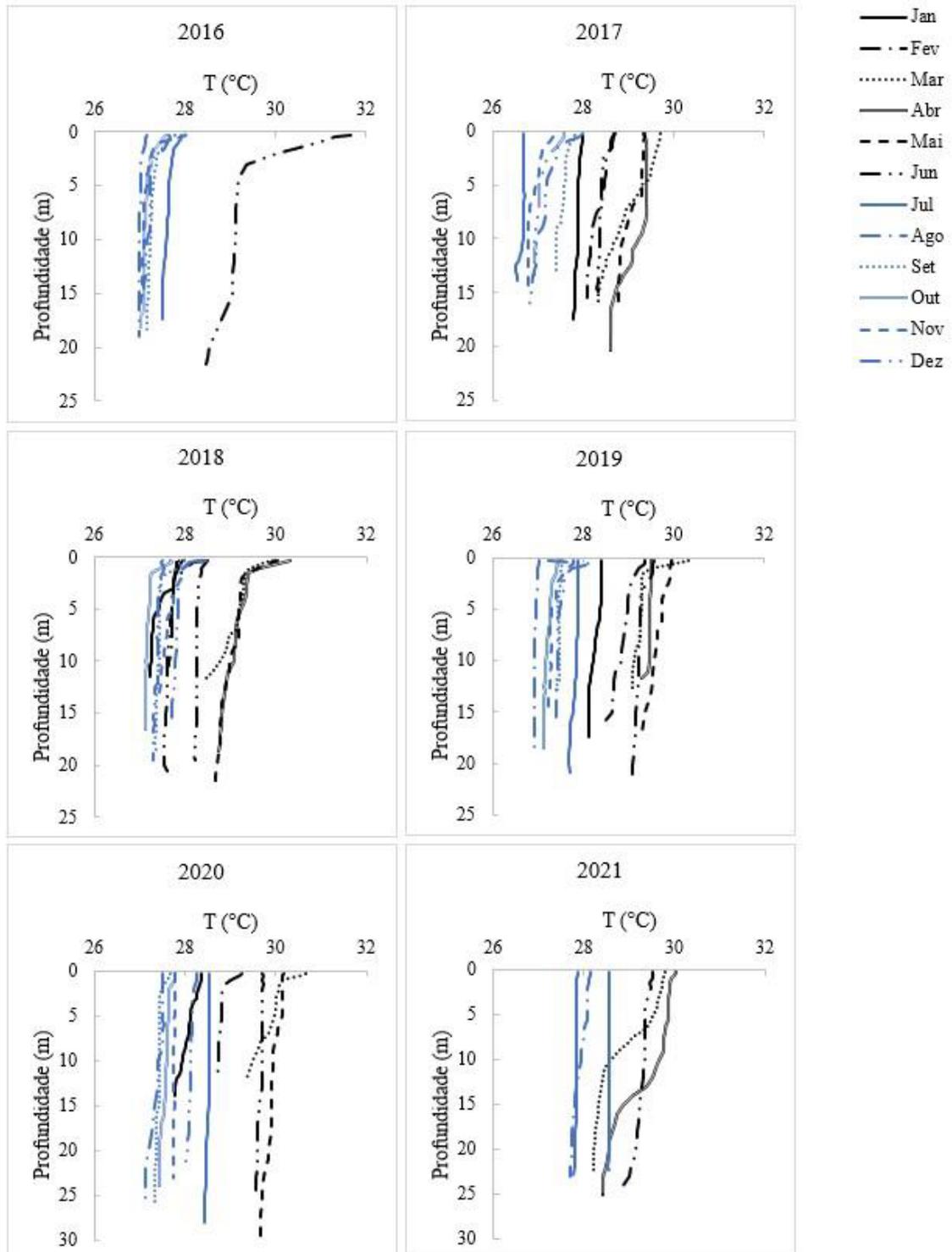
Fonte: Elaboração Própria.

**ANEXO B – VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO COM A PROFUNDIDADE
PARA O AÇUDE R13 (ACARAPE DO MEIO)**



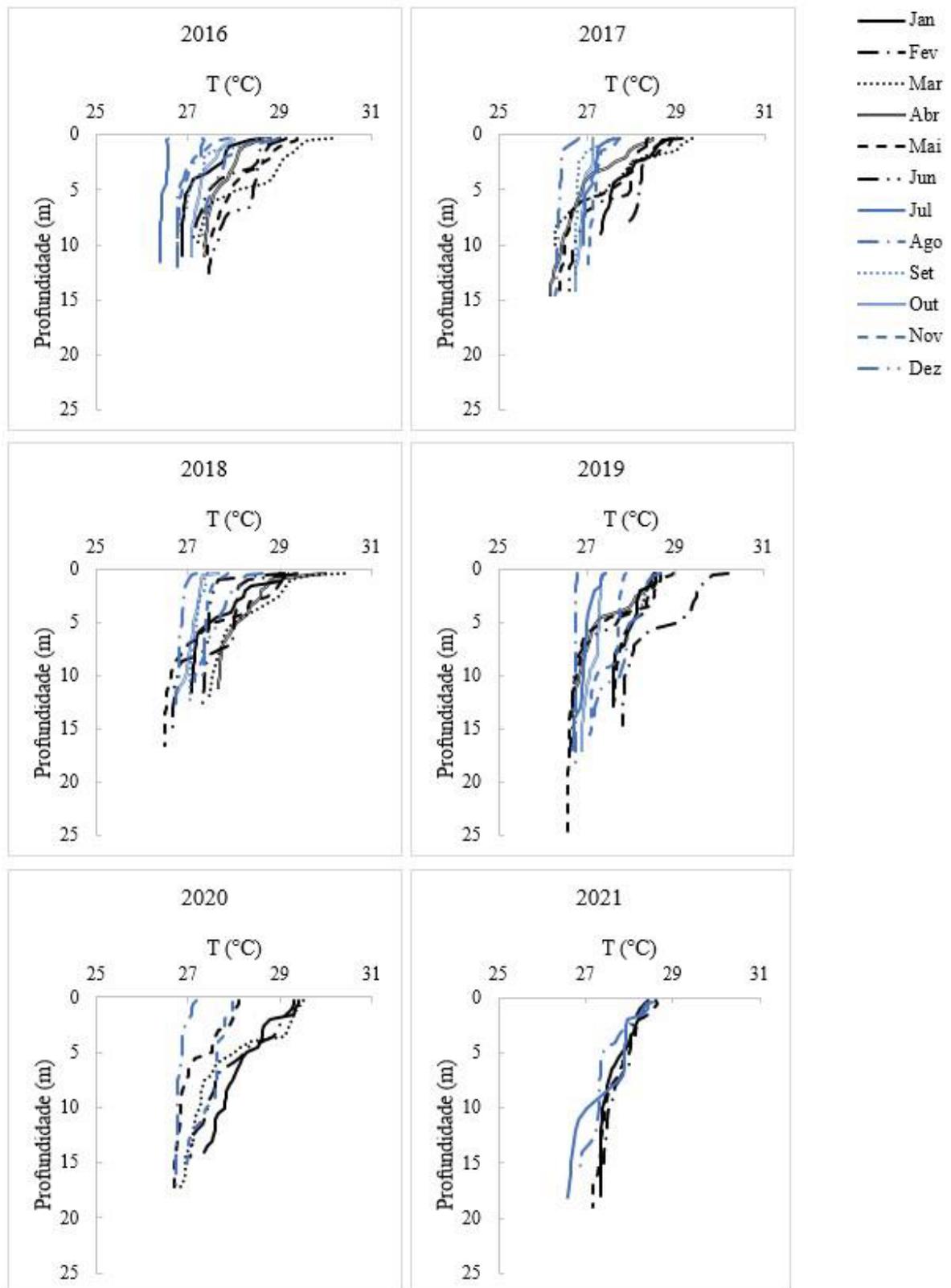
Fonte: Elaboração Própria.

ANEXO C – VARIAÇÃO DA TEMPERATURA COM A PROFUNDIDADE PARA O AÇUDE R1 (CASTANHÃO)



Fonte: Elaboração Própria.

**ANEXO D – VARIAÇÃO DA TEMPERATURA COM A PROFUNDIDADE PARA O
AÇUDE R13 (ACARAPE DO MEIO)**



Fonte: Elaboração Própria.