



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E RECURSOS
AQUÁTICOS TROPICAIS**

KELLY SILVA DE SOUZA

**FORMAS DE CARBONO NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DOS LAGOS BOLONHA E
ÁGUA PRETA (BELÉM - PA - BRASIL)**

**BELÉM
2021**

KELLY SILVA DE SOUZA

**FORMAS DE CARBONO NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DOS LAGOS BOLONHA E
ÁGUA PRETA (BELÉM - PA - BRASIL)**

Dissertação de Mestrado da Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais.

Orientadora: Prof. Dra. Maria de Lourdes Souza Santos.

Coorientador: Prof. Dr. Carlos Delgado Noriega.

**BELÉM
2021**

KELLY SILVA DE SOUZA

**FORMAS DE CARBONO NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DOS LAGOS BOLONHA E
ÁGUA PRETA (BELÉM - PA - BRASIL)**

Avaliado em 5 de agosto de 2021.

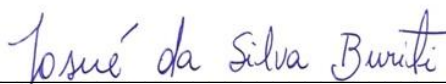
Banca Examinadora:



Prof. Dr. Carlos Esteban Delgado Noriega – Coorientador
Universidade Federal de Pernambuco–UFPE
Centro de Tecnologia, Departamento de Oceanografia



Prof. Dr. Maamar El-Robrini
Universidade Federal do Pará-UFPA
Instituto de Geociências-IG



Prof. Dr. Josué da Silva Buriti
Universidade Federal Rural da Amazônia–UFRA
Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos–ISARH



Profa. Dra. Paula Nepomuceno Campos
Universidade Federal Rural da Amazônia–UFRA
Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos–ISARH

Prof. Dr. Glauber David Almeida Palheta - Suplente
Universidade Federal Rural da Amazônia–UFRA
Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos–ISARH

BELÉM

2021

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço à DEUS, que sempre tem me ajudado a realizar meus sonhos.

Ao meu esposo Alex Farias pelo apoio e ajuda com nossa filha.

Aos professores e equipe pedagógica pelo ensino e direcionamento, na contextualização e desenvolvimento desse trabalho, em especial o nosso Coordenador de curso da Pós-Graduação Prof. Dr. Nuno Filipe Alves.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Tropicais (PPraq) da Universidade Rural da Amazônia (UFRA).

A minha Orientadora Prof. Dra. Maria de Lourdes Souza Santos e meu Coorientador Prof. Dr. Carlos Delgado Noriega.

RESUMO

O estudo avaliou as concentrações de carbono inorgânico dissolvido nos lagos Bolonha – LB e Água Preta - LAP, relacionando com variáveis abióticas, também analisou a qualidade da água no Sistema de Abastecimento da Região Metropolitana de Belém. A amostragem de água nos lagos Bolonha e Água Preta foram realizadas no período de outubro 2018 a março de 2019 em 4 pontos, nesses pontos se realizou 6 campanhas consecutivas, incluindo o período de seca (outubro e novembro), período de transição (dezembro e janeiro) e período chuvoso (fevereiro e março). Nas amostras de água superficial foram obtidos dados de variáveis abióticas: pH, Condutividade Elétrica – CE, Temperatura, Oxigênio Dissolvido - OD, Alcalinidade Total - AT, Turbidez, Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO e Salinidade. De acordo com os valores da pressão parcial superficial de gás carbônico - pCO_2 e altas concentrações de gás carbônico dissolvido - CO_{2aq} nos lagos LB e LAP, podemos indicar que esses sistemas são fontes de CO_2 para a atmosfera ao longo do ciclo anual. Os processos biológicos associados ao sistema carbonático indicam que os processos respiratórios prevalecem sobre os processos produtivos (Respiração > Produção) tornando o sistema heterotrófico. A alta carga orgânica incluída nesses sistemas pode estar associada ao acúmulo de matéria orgânica no fundo dos lagos. Foi observado que as concentrações mais significativas de matéria orgânica nesses sistemas de carbono sejam de origem natural e antrópica. Este estudo permitiu caracterizar os parâmetros associados ao sistema carbonático de dois lagos tropicais da região amazônica. Os valores obtidos de CO_{2aq} , OD e pCO_2 mostraram que esses sistemas apresentam altos índices de poluição associados a processos naturais (sedimentação / circulação na coluna d'água) e antrópicos (contribuições de matéria orgânica).

Palavras-chave: Sistema de Abastecimento da Região Metropolitana de Belém. Gás carbônico dissolvido. Pressão parcial superficial de gás carbônico. Matéria Orgânica.

ABSTRACT

The study evaluated the concentrations of dissolved inorganic carbon in lakes Bolonha - LB and Água Preta - LAP, relating to abiotic variables, also analyzed the quality of water in the Water Supply System in the Metropolitan Region of Belém. Water sampling in lakes Bolonha and Água Preta were carried out in the period from October 2018 to March 2019 at 4 points, at these points there were 6 consecutive campaigns, including the dry period (October and November), transition period (December and January) and rainy period (February and March). In the surface water samples, data on abiotic variables were obtained: pH, Electrical Conductivity - EC, Temperature, Dissolved Oxygen - DO, Total Alkalinity - TA, Turbidity, Biochemical Oxygen Demand - BOD and Salinity. According to the values of the superficial partial pressure of carbon dioxide - $p\text{CO}_2$ and high concentrations of dissolved carbon dioxide - CO_2aq in lakes LB and LAP, we can indicate that these systems are sources of CO_2 for the atmosphere along the annual cycle. Biological processes associated with the carbonate system indicate that respiratory processes prevail over productive processes (Respiration > Production) making the system heterotrophic. The high organic load included in these systems may be associated with the accumulation of organic matter at the bottom of lakes. It was observed that the most significant concentrations of organic matter in these carbon systems are of natural and anthropogenic origin. This study allowed to characterize the parameters associated with the carbonic system of two tropical lakes in the Amazon region. The values obtained for CO_2aq , DO and $p\text{CO}_2$ showed that these systems present high levels of pollution associated with natural processes (sedimentation/circulation in the water column) and anthropogenic ones (contributions of organic matter).

Keywords: Supply System in the Metropolitan Region of Belém. Dissolved carbon dioxide. Surface partial pressure of carbon dioxide. Organic matter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ponto de captação do Rio Guamá.....	24
Figura 2 - Captação de água superficial – Rio Guamá.....	25
Figura 3 – Canal de Ligação entre os lagos Bolonha e Água Preta.....	25
Figura 4 - Lago Bolonha.....	26
Figura 5 - Lago Água Preta.....	27
Figura 6 - Parque Estadual do Utinga, localizado entre os municípios de Belém e Ananindeua, e os lagos Bolonha e Água Preta dentro da área deste parque.....	30
Figura 7 - Mapa de localização dos pontos de coletas.....	31
Figura 8 – Localização de estudo da área nos lagos LB e LAP. Na cor amarelo estão os pontos de campanha (4).....	38
Figura 9 – Localização da área de estudo nos lagos LB e LAP. Distribuição Espacial de: A. Temperatura da água; B. Condutividade Elétrica - CE; C. potencial Hidrogeniônico - pH; D. Turbidez; E. Oxigênio Dissolvido - OD; F. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO5; G. Alcalinidade Total - AT; H. Balanço Hídrico (P-E).....	41
Figura 10 – Variação Temporal (meses) de: (A) HCO_3^- (eixo preto) e pCO_2 (eixo vermelho) (B) CO_2aq (eixo vermelho) e CO_2eq (eixo preto) e taxa de (C) excesso de CO_2 Vs UAO durante 2018 e 2019.....	48

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Parâmetros determinados nos lagos Bolonha e Água Preta, e o método utilizado na precisão de cada amostragem.....31
- Tabela 2** – Estatísticas temporais e espaciais nos lagos LB e LAP. KW: teste de Kruskal-Wallis; MW: teste de Mann-Whitney. $p < 0,05$ indica diferenças significativas para $\alpha = 0,05$. Em negrito, valores de p significativos. M indica o mês em ordem numérica. P indica os pontos de amostragem.....42
- Tabela 3** – Correlações de Pearson entre as variáveis ligadas aos sistemas de lagos na série de dados 2018-2019 de pH, temperatura da água, CO_2aq , HCO_3^- , pCO_2 , CID, salinidade, excesso de CO_2 , precipitação, OD e UAO. Em negrito, valores de p significativos descritos na seção de discussão.....46

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. OBJETIVOS.....	12
2.1 Objetivo Geral.....	12
2.2 Objetivos Específicos.....	12
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	13
3.1 Carbono Inorgânico.....	13
3.2 Parâmetros Abióticos.....	14
3.2.1 potencial Hidrogeniônico (pH).....	14
3.2.2 Temperatura.....	15
3.2.3 Oxigênio Dissolvido (OD).....	16
3.2.4 Condutividade Elétrica (CE).....	17
3.2.5 Alcalinidade Total (AT).....	18
3.2.6 Turbidez.....	19
3.2.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	20
3.2.8 Salinidade.....	21
4. SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM (RMB).....	22
4.1 História.....	22
4.2 Ponto de Captação da Água (Rio Guamá).....	24
4.3 Lagos Bolonha (LB) e Água Preta (LAP).....	25
4.4 Geologia e Relevo.....	28

4.5 Hidrografia e Vegetação.....	28
4.6 Clima.....	29
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	30
5.1 Área de Estudo.....	30
5.2 Amostragem.....	31
REFERÊNCIAS.....	33
CAPÍTULO 2	
CARACTERIZAÇÃO DO CARBONO INORGÂNICO DISSOLVIDO E PARÂMETROS ASSOCIADOS AO SISTEMA CARBONÁTICO EM LAGOS AMAZÔNICOS, BRASIL.....	37
2.1 Introdução.....	37
2.2 Material e Métodos.....	38
2.2.1 Área de Estudo.....	38
2.2.2 Campanhas de Amostragem.....	39
2.2.3 Estimativas de Parâmetros do Sistema de carbonato e Análise Estatística.....	40
2.3 Resultados e Discussão.....	40
REFERÊNCIAS.....	50
CONCLUSÃO.....	52

CAPÍTULO 1

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural fundamental para os animais, devendo estar disponível em quantidade e qualidade (NETO et. al., 2016). A grande parcela da água doce superficial que existe está contida em rios, lagos e represas, junto com as águas subterrâneas que fornecem a quantidade de água necessária para o abastecimento urbano, no entanto, a maior parte da água existente no planeta Terra se encontra nos oceanos, a água salgada (ÁVILA, 2018). Portanto, o manancial é fundamental para o sistema de abastecimento de água, pois influência diretamente na qualidade e na despesa do fornecimento de água a população (DUARTE, 2018).

No Brasil os corpos hídricos superficiais têm as diretrizes ambientais descritas na Resolução do CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água para o seu uso e sua preservação, estabelecendo as condições e os padrões necessários. Nesta resolução, a água é classificada em três tipos; águas doces (salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰), águas salobras (salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰), e águas salinas (salinidade igual ou superior a 30 ‰), além disso, o controle e vigilância para o seu consumo humano vai depender da determinação, estabelecida pelos parâmetros físicos, químicos e biológicos, específicos para a qualidade da água (MELO, 2021).

No Estado do Pará, parte da população da Região Metropolitana de Belém – RMB, tem como principal fonte de abastecimento de água, os lagos Bolonha e Água Preta, esses lagos são abastecidos pelas águas de microbacias hidrográficas que convergem para eles, bem como por um sistema de bombeamento das águas do Rio Guamá (adutora) ligado somente ao lago Água Preta, que faz o escoamento da maior parte dessa água para o lago Bolonha (ARAÚJO JR., 2015).

O Rio Guamá, além de ser um dos principais tributários da baía do Guajará, supre a maior parte da demanda hídrica dos mananciais de abastecimento da RMB, visto que os níveis de água dos lagos são complementados por um sistema de bombeamento por meio de uma adutora localizada na margem direita desse rio. Com a captação de águas do rio Guamá pela adutora, também é transportada para os mananciais grande carga de sedimentos oriundos do rio (OLIVEIRA et. al., 2018).

O crescimento da população humana e das atividades industriais tem causado impactos negativos na quantidade e qualidade da água disponível para população humana e para os

ecossistemas. A água é intimamente relacionada com a vida, e de essencial importância a preservação de sua qualidade na Terra (ALVES, 2016). Dentre da temática ambiental, a questão antrópica nas áreas de preservação tem um importante papel, devido sua dinâmica de crescimento e também por interferir no meio que abrangem os fatores bióticos e abióticos (PARÁ, 2013), como é o caso dos lagos Bolonha e Água Preta localizados em uma área de Proteção Ambiental. Para isso o monitoramento e controle da qualidade da água pode ser um dos fundamentais mecanismos para o acompanhamento do processo de uso dos corpos hídricos, apresentando seus efeitos sobre as características qualitativas das águas, visando subsidiar as ações de controle ambiental.

De acordo com Alves (2016) para o monitoramento da água existem diversos parâmetros, que podem ser analisados e estudados por interferir na qualidade dessa água, como a condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido e carbono inorgânico dissolvido, entre outros.

Alves et al. (2020) descreveram que o aumento das atividades antrópicas tem ocasionado prejuízos ao meio, passando então a causar interferências nas taxas de carbono inorgânico (CO_2), e a carência deste elemento limita a taxa de fotossíntese. A qualidade das águas superficiais é relevante para o equilíbrio dos ecossistemas que ali habitam.

Nos reservatórios a presença do carbono ocorre por meio da matéria orgânica e por processos bioquímicos (MELLO, 2015). A origem do carbono (CO_2) inorgânico advém das trocas cíclicas entre o meio terrestre, atmosférico e aquático (ESTEVEES, 1998; SOUZA et al., 2011). De acordo com Alves et al. (2020), os recursos hídricos superficiais constituem ecossistemas importantes para a dinâmica do carbono inorgânico.

Quando dissolvido em água doce, o carbono inorgânico pode apresentar-se sob três formas, são elas o dióxido de carbono dissolvido (CO_2), íons de bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}), a forma em que o carbono estará presente dependerá do pH da água (ESTEVEES, 2011).

Dentro deste contexto, o presente trabalho irá identificar quais as formas de carbono são predominantes nas águas superficiais nos lagos Bolonha e Água Preta, relacionando com parâmetros abióticos. Será fonte de subsídio para a gestão e melhoria na qualidade da água desses lagos, além disso, é um tema relevante, por ser pioneiro nesses estudos.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar as concentrações das formas de carbono (carbono inorgânico dissolvido, carbonato, bicarbonato) nas águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta, e relacionar com variáveis abióticas, para análise da água dos referidos lagos utilizados para o Sistema de Abastecimento de água de parte da população da Região Metropolitana de Belém.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar as concentrações do carbono inorgânico dissolvido, carbonato, bicarbonato nas águas dos lagos Bolonha e Água Preta;
- Obter e analisar dados de pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade total, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio e salinidade nas águas dos lagos Bolonha e Água Preta;
- Relacionar os dados das concentrações das formas de carbono com os parâmetros abióticos acima citados.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Carbono Inorgânico

A atmosfera apresenta pequenas concentrações de carbono, ocorrendo principalmente na forma de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), monóxido de carbono (CO), além dos clorofluorcarbonetos (CFCs), esses gases são considerados gases traços, o que os torna bons marcadores de perturbações antrópicas (GASPAR, 2015).

O ciclo do carbono é considerado por Mello (2015) como um dos mais importantes dos ciclos biogeoquímicos, visto que, as trocas de carbono são realizadas entre os quatro principais reservatórios: atmosfera, oceanos, ecossistemas terrestres e combustíveis fósseis. Nos reservatórios, a degradação da matéria orgânica inundada, principalmente a de origem vegetal, é o principal contribuinte para emissão do CO_2 e do CH_4 , que são liberados para a atmosfera, por fluxos difusivos na interface ar-água ou por borbulhamento, depois são emitidos tanto a montante como a jusante da barragem, pois a ciclagem dos elementos nos ecossistemas tem como resultado o fluxo de energia entre os seres vivos e o mundo abiótico.

O carbono é liberado na sua forma inorgânica (CO_2) através da biomassa inundada, quando é mineralizada, libera também outros nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P). O excesso desses nutrientes eleva a produção primária e a demanda de oxigênio na coluna d'água. Nos reservatórios jovens e em ambientes tropicais, esta produção é mais acentuada, devido a elevada temperatura e demanda de oxigênio, proveniente dos processos de degradação, que aumenta a produção de CO_2 . As proteínas e componentes nitrogenados são os primeiros a serem degradados; os carboidratos são degradados logo em seguida e ambos podem retornar a ciclagem biológica via síntese de constituintes celulares ou serem mineralizados, atuando como fonte de carbono e energia, e assim, gerar gás carbônico e água (MELLO, 2015).

No sedimento o carbono e todas as formas de carbono contam com fluxo de entrada, oriundo da bacia de drenagem e dos rios afluentes, já no fluxo de saída, representa o carbono transportado pela água que deixa o reservatório. Com isso, o fluxo de metano (CH_4) do reservatório para a atmosfera ocorre diretamente do sedimento sem atenuação por oxidação, enquanto o fluxo difusivo do gás carbônico (CO_2) é calculado a partir do gradiente de concentração entre o ar e a água (MANNICH et. al. 2015).

De acordo com Mannich et. al. (2015), o Carbono Inorgânico Dissolvido (CID) compreende as formas inorgânicas: Dióxido de carbono dissolvido - CO_2 (aq), Bicarbonato -

(HCO_3^-) e carbonato - (CO_3^{2-}), eles são responsáveis pelo equilíbrio químico, determinado de sistema carbonato. Há várias reações entre eles, como exemplo, a do carbono Orgânico Dissolvido - COD que pode ser transformado em Carbono Inorgânico Dissolvido - CID, através da respiração dos microrganismos.

Rosa et. al. (2017) diz que as bacias hidrográficas da Amazônia, ainda têm um papel importante como impulsionador da dinâmica do carbono, o autor no seu trabalho traz a hipótese que os fluxos de evasão de CO_2 seriam maiores em estações de amostragem de cabeceiras, onde a porcentagem da cobertura florestal da bacia a montante é maior e resulta em maiores entradas de CO_2 da respiração radicular e microbiana, conseqüentemente, propõe que a vegetação é secundária nestes distúrbios e manejados pequenos. Apesar de mais de 100 anos de estudos e uso da floresta, a vegetação secundária é um componente importante que impulsiona um carbono abundante e vigoroso no ciclo.

3.2 Parâmetros Abióticos

3.2.1 potencial Hidrogeniônico (pH)

De acordo com Brasil (2014), o potencial hidrogeniônico (pH) representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do meio líquido, por meio da medição da concentração de íons hidrônio (H_3O^+). O pH representa o potencial hidrogeniônico indicando a acidez e a alcalinidade da água do rio, geralmente podem ser provenientes de fontes naturais providas da dissolução de rochas ou oxidação de matéria orgânica, ou de fontes de poluição como lançamentos de produtos químicos na água do rio (KUSS et. al., 2016).

A Resolução do CONAMA nº. 357/2005 estabelece que para a proteção da vida aquática o pH deve estar entre 6 e 9. De acordo com Neto et. al. (2016), valores de pH superiores a 9 podem provocar distúrbios digestivos e diarreias, diminuição da eficiência de conversão alimentar e redução da ingestão de alimentos. Mota (2003), as principais causas de mudança no pH se deve à corrosão, aos efeitos sobre a flora e a fauna, e os prejuízos à utilização na agricultura, entre outros, também pode ser por causa do aumento da toxidez de certos compostos, como amônia, metais pesados e gás sulfídrico, e ainda à influência nos processos de tratamento de água (MELO, 2021).

De acordo com Alves (2016), o pH é uma medida em escala logarítmica relacionada a concentração de íons H^+ e a de íons OH^- presentes na solução, quanto maior for a concentração

de H^+ menor será o pH e quanto maior for a concentração de OH^- maior será o pH, sendo 7 o valor neutro, podendo ser definido como: $pH = -\log_{10} [H^+]$. Para o autor, o pH pode ser influenciado pelo solo sobre o qual está o corpo de água e por ação humana, pode ser alterado devido ao despejo de esgoto doméstico e dejetos industriais. A medição desse parâmetro pode ser através de indicadores, verificando-se a cor que o indicador apresentar quando exposto a amostra, essa medida é qualitativa, já para medidas quantitativas utilizam-se pH metros que podem ser utilizados tanto em laboratório quanto no campo, de maneira manual ou automatizada, dependendo do modelo.

3.2.2 Temperatura

Para Naime e Fagundes (2005), a temperatura pode ser considerada importante no meio aquático, devido influenciar na condutividade elétrica e também por interferir na determinação do pH (MELO, 2021).

Para temperatura que se relaciona aos processos físico-químicos de dissociação do cloro e processos de precipitação química. A temperatura dos efluentes lançados tanto na rede pública coletora quanto a cursos d'água é estabelecida pela resolução do CONAMA n° 430 de 13 de maio de 2011 como 40 °C, sendo que, no caso do remesso a águas naturais há que se respeitar a não variação superior a 3 °C da temperatura de equilíbrio, sendo assim, a medição da temperatura das águas é efetuada de forma inteligível, com o uso de termômetros como o de mercúrio (ÁVILA, 2018).

Segundo a CETESB (2009), todos os corpos d'água apresentam variações de temperatura ao longo do dia e das estações do ano, podendo ser influenciada também pela altitude, latitude e pela profundidade da lâmina d'água. Porém, o lançamento de efluentes com altas temperaturas também podem causar impactos na água, as mudanças na temperatura da água, são capazes de resultar em muitos prejuízos no ecossistema aquático e seus processos fisiológicos, pois os organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, como: temperaturas para o crescimento, reprodução, alimentação, digestão, respiração, entre outros. À medida que ocorre o aumento, aumentam também as taxas das reações químicas, físicas e biológicas, a solubilidade dos sais minerais e a taxa de transferências de gases (VON SPERLING, 2007; MELO, 2021).

De acordo com Alves (2016), o fator determinante no ciclo de vida de vários seres aquáticos, que influencia no seu metabolismo e na sua reprodução é a temperatura, pois tem muita influência sobre a energia livre de Gibbs, que interfere na ocorrência de reações bioquímicas desses organismos, podendo causar a desnaturação de proteínas, dentre outros

efeitos. A temperatura também tem influência na solubilidade de gases, o seu aumento provoca a diminuição da solubilidade do oxigênio dissolvido e traz alterações na viscosidade da água, bem como em sua tensão superficial, sendo assim, a temperatura se torna um parâmetro importante na determinação de ajustes e de calibração.

3.2.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

O principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição por lançamentos orgânicos, é o oxigênio dissolvido, pois além de essencial para a preservação da vida aquática, é também fundamental na determinação da capacidade de autodepuração de ambientes naturais, sua concentração varia principalmente em função da temperatura e da pressão atmosférica (altitude). A Resolução do CONAMA nº. 357/2005 estabelece que o valor mínimo de oxigênio dissolvido para a preservação da vida aquática é de 5,0 mg/L (MELO, 2021).

Ávila (2018), o oxigênio é fundamental quando aborda sistemas de águas naturais. Em termos gerais tem-se que, em águas poluídas a concentração de oxigênio dissolvido é mínimo, por conta do seu consumo na decomposição de compostos orgânicos, nas águas limpas as concentrações de oxigênio dissolvido são marcantes, atingem até a um pouco abaixo da concentração de saturação.

Melo (2021), diz que as principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese, em alguns casos, é introduzido nas águas através de processos físicos, que dependem das características hidráulicas dos corpos d'água. Já as perdas de oxigênio são causadas pelo processo de decomposição da matéria orgânica (oxidação), como as perdas para a atmosfera, as perdas por respiração de organismos aquáticos, as perdas por nitrificação e oxidação química abiótica de substâncias como íons metálicos, ferro e manganês.

A oxidação de íons metálicos e matéria orgânica são processos químicos que demandam oxigênio, estes, associados à respiração de organismos aquáticos, são mecanismos de consumo do oxigênio dissolvido em águas naturais. Outros fatores que também interferem na concentração de OD em águas, pode ser a influência da temperatura, como descrito na Lei de Henry, onde temperaturas mais baixas favorecem a dissolução de gases na água (SANTOS, 2016).

Para Libâneo (2010), quando ocorre a redução de OD pode ser por razões naturais, perda para a atmosfera, oxidação de íons e aumento da concentração de CO₂, o que reduz também o pH. Além disso, no período de chuva, as amostras apresentaram menor concentração de OD. Teixeira (2013) diz que baixos teores de OD indicam recebimento de matéria orgânica e a

decomposição de matéria orgânica por bactérias aeróbicas é geralmente acompanhada pelo consumo e redução do oxigênio dissolvido da água (TAVARES et. al., 2021).

De acordo com Alves (2016), a medida da concentração de OD tem como unidade mg/L. Esse parâmetro é influenciado por diversos fatores naturais como a altitude ou a temperatura, que quando aumenta causa uma diminuição na solubilidade do oxigênio na água, e isso deve ser considerado em uma medida de oxigênio dissolvido, pois um corpo d'água pode variar sua temperatura ao longo do ano, do dia e até mesmo no intervalo de uma hora. Com isso, quanto maior for a velocidade e o volume de um fluxo de água em um corpo d'água, maior será a quantidade de oxigênio dissolvido, e assim, maior será a superfície de água em contato com a atmosfera ao longo do tempo, as quedas de água também aumentam o oxigênio dissolvido.

As atividades humanas também podem afetar os níveis de oxigênio na água, por exemplo, quando uma vegetação ciliar é removida, dois efeitos se combinam: o aumento de temperatura e da liberação de sólidos em suspensão provindos do solo, resultando na diminuição do oxigênio dissolvido. Diversos tipos de dejetos, desde doméstico ou até industriais podem liberar uma série de compostos na água que alteram e reduzem a concentração de oxigênio dissolvido, pois o despejo de nutrientes na água tende a aumentar de maneira insustentável a população de algas, que ao morrerem são decompostas por bactérias, processo que consome ainda mais oxigênio dissolvido, geralmente os níveis de eutrofização são atingidos acima de 10 mg/L, situação conhecida também como supersaturação (ANA, 2016; ALVES, 2016).

3.2.4 Condutividade Elétrica (CE)

De acordo com Alves (2016), a condutividade elétrica pode ser verificada através da condutância específica, é um dos parâmetros de rápida determinação mais comum e úteis na medida de qualidade da água, o corpo de água mantém um valor aproximado e constante de condutividade. Sendo assim, flutuações podem indicar perturbação no sistema, seja por causas naturais, como inundações e secas, seja por interferência humana, como, por exemplo, através do despejo de efluentes, inclusive de poluição.

Em ambiente que as atividades antrópicas são constantes, a CE permanece sempre elevada, sendo agravada pelo período chuvoso, devido o maior arraste de contaminantes para a água, nesse período (MORALES et al., 2015).

A medição desse parâmetro é representada por σ , é a medida da facilidade com a qual a

água permite a passagem de corrente elétrica, sendo medida em S/m (siemens por metro), é o inverso da resistividade elétrica, medida em Ω m (ohms metro). A medição da condutividade de um líquido é uma maneira indireta e simples de inferir na presença de íons provenientes de substâncias polares, geralmente sais inorgânicos, dissolvidos na água, como cloretos, sulfetos, carbonatos, fosfatos, sendo assim, a presença dessas substâncias pode aumentar a condutividade da água, devido sua solubilidade e dissociação em íons na água, o que contribui para a condução de eletricidade, por outro lado, a presença de substâncias apolares, que não se ionizam, como álcool, óleo e açúcar acarreta na diminuição da condutividade elétrica (ALVES, 2016).

Segundo Esteves (2011), os valores de condutividade elétrica em ambientes aquáticos, de regiões tropicais estão relacionados com as características geoquímicas daquela região e com as condições climáticas, relacionando com a concentração iônica, mas podem ser influenciados pelo estado trófico, principalmente em ambientes com influência antrópica. Com isso, os valores de condutividade elétrica da água podem auxiliar na determinação das fontes poluidoras dos ecossistemas aquáticos, e assim indicar a qualidade da água (MELO, 2021).

Santos (2016), em seu trabalho avaliou o comportamento da Condutividade Elétrica (CE) e a concentração de Sólidos Totais Dissolvidos, destacando que houve uma redução da magnitude da salinidade das águas superficiais do reservatório Poção da Ribeira ano após ano, o que indicou uma provável diluição dessas águas, resultante do regime de chuvas de cada ano. Determinou-se também, os íons que constituem os principais sais minerais dissolvidos na água, pelos principais cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ e pelos ânions HCO_3^- e /ou CO_3^{2-} , SO_4^{2-} e Cl^- , esses sais têm sua origem na dissolução ou intemperismo de rochas e solos, incluindo a dissolução lenta do calcário, gesso e de outros minerais.

Breda (2018) diz que quanto maior for a quantidade de íons presentes, maior será a condutividade e menor será a resistividade, pois a condutividade elétrica é uma medida indireta e simples da presença de íons provenientes de substâncias polares (em muitos casos sais inorgânicos) dissolvidas na água, como cloretos, sulfetos, fosfatos, cálcio. Além disso, a presença dessas substâncias aumenta a condutividade da água, logo são facilmente dissolvidas em íons na água e contribuem para a condução de eletricidade (ALVES, 2016; GARCIA et. al., 2019).

3.2.5 Alcalinidade Total (AT)

A alcalinidade ocorre principalmente na presença de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos, sendo que este último geralmente é o responsável pela alcalinidade em águas

naturais, porque normalmente o pH dessas águas apresenta valores entre 4,4 e 8,3 mg.L⁻¹ e contêm apenas bicarbonatos (GUTIERREZ et. al., 2017).

De acordo com BRASIL (2014), valores elevados de alcalinidade estão relacionados a processos de decomposição da matéria orgânica e à alta taxa respiratória de microorganismos, com liberação e dissolução do gás carbônico (CO₂) na água. A maioria das águas naturais apresenta valores de alcalinidade na faixa de 30 a 500 mg.L⁻¹ de carbonato de cálcio (CaCO₃).

Piratoba et. al. (2017), diz que a alcalinidade pode ser um importante parâmetro químico para medir a capacidade de neutralizar ácidos, pela presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos, pois alcalinidade não têm um significado sanitário, com exceção de quando ela ocorre devido a hidróxidos, ou quando contribui na qualidade de sólidos totais.

3.2.6 Turbidez

A turbidez é um parâmetro que avalia a luz que atravessa a água. É uma medida que relaciona a presença de partículas em suspensão na água. Desse modo, quanto maior o valor da turbidez pode-se indicar a maior presença de resíduos particulares na água, sua medida é dada em unidades nefelométricas de turbidez (UNT) (KUSS et. al., 2016).

Tanto a cor quanto a turbidez são parâmetros influenciados por fatores naturais como: a matéria orgânica, oriunda da degradação de matéria de origem vegetal constantemente despejada no corpo hídrico, da presença de metais e de outras substâncias dissolvidas na água (GUTIERREZ et. al., 2017). Melo (2021), a principal fonte de turbidez é a erosão dos solos, geralmente na época das chuvas as águas pluviais trazem uma quantidade significativa de material sólido para os corpos d'água. E assim, as atividades como a mineração, o lançamento de esgotos e de efluentes industriais, também podem ser fontes causadoras da elevação da turbidez das águas.

A Resolução do CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005, impõe limites de turbidez para as diversas classes de águas naturais. O padrão de potabilidade estabelecido pela portaria de consolidação n° 5 de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde é de 1,0 UNT, parâmetro que assinala qualidade estética das águas (ÁVILA, 2018).

De acordo com Alves (2016), a origem natural da turbidez vai desde a argila sobre a qual o corpo de água se localiza até os plânctons, já sua origem por influência humana pode ser atribuída as atividades de mineração ou resíduos industriais e domésticos, que afetam

significativamente a turbidez. Sendo assim, a turbidez não necessariamente indica um risco para a saúde, mas os sólidos em suspensão podem carregar micro-organismos patogênicos ou mesmo causar um desequilíbrio do ecossistema prejudicando a fotossíntese das plantas aquáticas e diminuindo a quantidade de oxigênio e até aumentando a temperatura através de uma maior absorção da radiação solar.

3.2.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

De acordo com Alves (2016), DBO é a quantidade de oxigênio utilizada para oxidar a matéria orgânica presente na água através da decomposição microbiana aeróbica, sua medição é realizada em laboratório, pois requer longo tempo em ambiente com temperatura constante. No Brasil, normalmente é executada a medida $DBO_{5, 20}$. Esta notação significa uma medida de DBO realizada com uma amostra isolada por 5 dias com ambiente mantido a 20 °C controladamente (ANA, 2016). Após este período é medida a concentração de oxigênio na amostra e subtraída da concentração presente em uma amostra retirada ao mesmo tempo, mas antes que tenha sofrido o processo de decomposição.

Tavares et. al. (2021), o parâmetro de matéria orgânica separadamente não possui valores de delimitação para algum padrão de potabilidade; porém, pode ser determinado nos parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO e Demanda Química de Oxigênio - DQO, por meio dos quais são medidos o consumo ou a demanda de oxigênio. Além disso, a matéria orgânica da água é necessária aos seres heterótrofos e autótrofos; mas, em grandes quantidades, pode causar alguns problemas na cor, odor, turbidez e, principalmente, no consumo de oxigênio dissolvido (BRASIL, 2006; TEIXEIRA, 2013).

A Resolução do CONAMA 357/05, diz que os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

Concentrações altas de DBO, em um corpo hídrico, são ocasionadas pelo lançamento de cargas orgânicas, principalmente por esgotos domésticos, dessa forma, a DBO descreve diretamente o teor de matéria orgânica nos corpos d'água sendo uma indicação do potencial do consumo de oxigênio dissolvido (SANTOS et al., 2014). Essa influência está diretamente ligada na decomposição anaeróbia da matéria orgânica presente, sendo os produtos mais comuns dessa

degradação o gás carbônico, o metano, a amônia, os ácidos graxos, as mercaptanas, os fenóis e os aminoácidos (ALVES, 2016).

Matos et. al. (2017), em seu trabalho estudou sobre a cinética de reação nos valores de DBO, relacionando com altas temperaturas nas amostras de esgotos domésticos bruto, e destacou que com o aumento da temperatura, a conversão de compostos orgânicos será efetuada mais rapidamente, podendo haver, disponibilidade de oxigênio para os microrganismos nitrificantes, em momentos distintos, dependendo da temperatura de incubação da amostra. Pois assim, as alterações no valor da DBO com a temperatura podem estar associadas à combinação entre a cinética de degradação da matéria orgânica diretamente biodegradável e a competição entre microrganismos heterotróficos e nitrificantes por oxigênio, no meio.

3.2.8 Salinidade

De acordo com Zaika (2018), a classe de qualidade da água é como um conjunto de condições e padrões necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. No Art. 2 da resolução do CONAMA 357/2005 as classes das águas em doces, salobras e salinas depende da concentração de sais, sendo águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 PSU; águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5 PSU e inferior a 30 PSU; águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30 PSU.

Conforme Neto et. al. (2016), o nível de sais minerais dissolvidos não pode ser superior ao nível máximo que é de 500mg/L segundo resolução CONAMA, isso pode trazer prejuízo para os animais que dependem daquela água.

Melo (2021), a forma mais aproximada de se estimar a salinidade da água, por exemplo, a água do mar pode ser através da sua condutividade, pois sais em solução convivem inteiramente como íons, tornando a água do mar uma condutora de corrente elétrica, e desta forma, quanto maior a concentração de íons presentes, maior é a condutividade da solução e, logo, maior a salinidade da água, são inversamente proporcionais. A salinidade pode ser considerada como uma medida da quantidade de sais dissolvidos em uma repartição de massa de água, as suas unidades de medida utilizadas para representar essa quantidade são o mg L^{-1} ou ppm (parte por milhão), $\mu\text{g L}^{-1}$ ou ppb (parte por bilhão) e o ng L^{-1} ou ppt (parte por trilhão).

Uma das maneiras de se medir a salinidade de uma amostra é por evaporação total da água e depois se faz a medição da massa dos resíduos salinos restantes, outra maneira é usual e mais prática, é quando se faz através da condutividade, chamada de salinidade prática, definida

pela razão entre a massa total de sal dissolvido e a massa total da substância que serve como solvente, sendo então um valor adimensional expresso em psu: unidades práticas de salinidade. O valor é obtido pela multiplicação do valor da condutividade, por um coeficiente empírico atribuído a relação entre a condutividade e a salinidade, já o coeficiente é obtido a partir de comparações com a salinidade do mar, que tem valor 35 psu, sendo os principais íons presentes: o cloreto, o sódio, o magnésio, o cálcio, o sulfato, o potássio, o bicarbonato e o brometo (SOMMER ET AL, 2015; ALVES, 2016).

4. SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM (RMB)

O sistema de abastecimento de água potável é um conjunto de obras, instalações e serviços, destinados a captar, tratar e distribuir água a uma população, em quantidade e qualidade, para fins de consumo doméstico, comercial, público e industrial (FENZL et. al., 2018).

O percurso completo da água é chamado de ciclo do uso da água e esgotamento sanitário, e compreende a captação, tratamento, distribuição, consumo e volta para o ambiente natural que pode ser o próprio manancial. A rede de distribuição é a unidade do Sistema de Abastecimento de Água (SAA), constituída de um conjunto de conexões, peças especiais e condutos assentados nas vias públicas ou nos passeios, aos quais se ligam os ramais domiciliares. Além disso, a função da rede de distribuição é conduzir as águas tratadas aos pontos de consumo, de forma contínua, em qualidade e quantidade (DUARTE, 2018).

4.1 História

A criação da Companhia das Águas do Grão-Pará ocorreu em 1881, pelo decreto de número 8.243, onde os projetos de abastecimento de água saíram do papel e foram demarcados terrenos que deviam ser desapropriados para a proteção dos lagos no Utinga, o lago tinha uma capacidade de nove milhões de litros de água no inverno e perto de quatro milhões no verão, de acordo com os estudos dos engenheiros da época. Com isso, Belém tornou-se uma das primeiras cidades da América do Sul a promover um sistema de abastecimento de água (FENZL et. al. (2018).

Fenzl et. al. (2018), no governo de Augusto Montenegro, o lago do Utinga se mostrava insuficiente para atender à demanda de água em Belém, o que levou a construção de uma represa

na bacia do Utinga, que captaria as águas das três nascentes (Utinga, Buiussuquara e Catú) e assim, aumentar o volume de água daquela represa. Devido à necessidade da região em expandir e administrar o fornecimento de água potável em todo o Estado, a Lei 4.336, de 21 de dezembro de 1970, criou a Companhia de Saneamento do Pará – COSANPA, que atualmente atende mais de 60 municípios no Estado do Pará.

Em 1993 foi criada a APA – áreas de proteção ambiental e o parque ambiental de Belém, em 2000 em nível nacional foi elaborado o sistema nacional das unidades de conservação (SINUC), fazendo com isso o parque ambiental de Belém seguir as novas regras do SINUC, e em 2008 o parque ambiental de Belém passa a ser dominado Parque Estadual do Utinga, passando a elaborar o plano de manejo do parque (PARÁ, 2013).

No dia 23 de março de 2003 foi realizado um encontro organizado pelo Fórum dos Lagos, e assim, houve a consolidação do movimento e a integração de novas entidades nos Bairros do entorno. Neste Fórum foi ressaltada a importância da preservação da área e as possibilidades de melhor convivência entre famílias e o meio ambiente daquela área. Esse encontro foi centrado na importância da maior participação dos moradores da área no processo de implantação da APA – Belém (ARAÚJO JR, 2015).

No ano de 2013, já havia ocorrido várias mudanças, vale destacar que o Governo do Estado do Pará teve como política pública, a realização de duas frentes de obras de engenharia com dois objetivos, o primeiro foi criar um obstáculo físico para impedir o avanço da ocupação humana da população de forma ilegal de áreas que estavam dentro do PEUt com o prolongamento da avenida João Paulo II, o segundo objetivo foi de revitalizar e/ou reconstruir a infraestrutura de drenagem, pavimentação e manutenção das barragens dos reservatórios dos lagos Bolonha e Água Preta dentro do Parque, cuja obra foi iniciada em 2015 e finalizada em 2018 (CASTRO et. al., 2020).

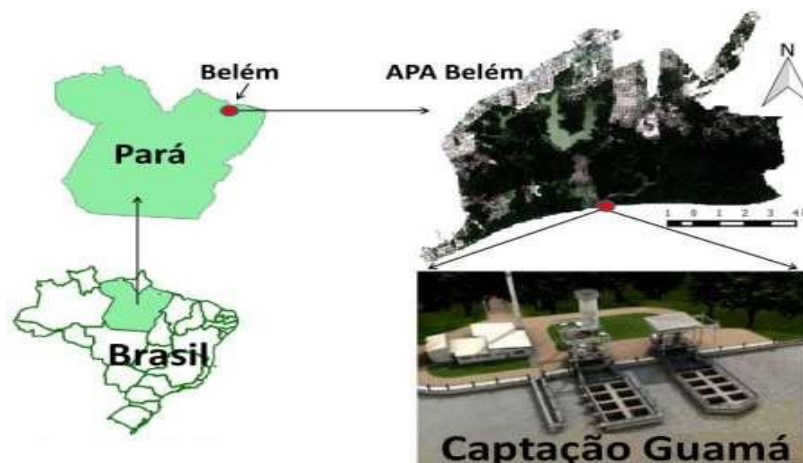
Pereira (2019) considera o processo de mudanças na João Paulo II, com significativas transformações na paisagem local da esfera físico-ambiental, destacando a supressão de parte da vegetação tangencial do Parque Estadual do Utinga e das matas nas adjacências do empreendimento, além disso, ocorrendo impactos diretos sobre os cursos d'água. Dentre esses impactos ocasionados por essas mudanças, estão: canalização de uma das "pontas" do manancial Água Preta, notando-se o igarapé bastante assoreado e "caixa de empréstimo" com retirada de minério de uso direto na construção civil ("piçarra") nas proximidades do igarapé Água Preta.

Parte do bairro do Curió – Utinga foi ocupado de forma desordenada, muitos terrenos de várzea foram aterrados, sendo subdivididos em lotes de tamanhos variados, associado a ocupação irregular das vertentes, e ocupação integral da planície de inundação, assim começou a transformação dos igarapés em canais para lançamento de esgoto, não possuindo assistência adequada do estado (PARÁ, 2013).

4.2 Ponto de Captação da Água (Rio Guamá)

De acordo com Fenzl et. al. (2018), a hidrografia no Parque Estadual do Utinga é marcada pelo Rio Guamá, seus afluentes e pela Baía do Guajará; possuindo uma largura máxima de 2.450 m. Belém possui 13 bacias hidrográficas, sendo as principais: as Bacias do Una, das Armas, do Reduto, do Comércio, do Tamandaré, da Estrada Nova e do Tucunduba, sendo assim, o trajeto por essas águas, começa no Rio Guamá, passa pelos lagos Água Preta e Bolonha, e depois é conduzida até as ETAs do Bolonha, São Brás e 5º Setor, para então, ser tratada de acordo com a Portaria 518 de março de 2004, do Ministério da Saúde, que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Figura 1 - Ponto de captação do Rio Guamá.



Fonte: GUTIERREZ et. al. (2017).

O ponto de captação da COSANPA é no rio Guamá, onde a água é captada e bombeada através de duto para o lago Água Preta, depois transferida para o lago Bolonha através de um canal de interligação para ser captada do lago Bolonha pela estação de tratamento de água (ETA), armazenada em reservatório e posteriormente fornecida para os consumidores através de dutos e suas canalizações. A COSANPA capta aproximadamente 7,3 metros cúbicos de água

por segundo desse rio (GUTIERREZ et. al., 2017).

Figura 2. Captação de água superficial – Rio Guamá.



Fonte: FENZL et. al. (2018).

Santos et. al. (2015), apresentou em seu estudo que a entrada de água nos reservatórios formava uma vértice, tendendo ao processo de assoreamento, que foi verificado por meio de batimetria. além disso, destacou que os processos de assoreamento ocorrem, principalmente, em períodos de menor precipitação, pois a COSANPA aumenta as vazões de entrada de água para manter o nível do reservatório, promovendo outro impacto nos lagos, como os sedimentos em suspensão.

Figura 3. Canal de Ligação entre os lagos Bolonha e Água Preta.



Fonte: FENZL et. al. (2018).

4.3 Lagos Bolonha (LB) e Água Preta (LAP)

Araújo Jr. (2015), o lago Bolonha possui uma área de 577.127 m² e é localizado no Distrito Administrativo do Entroncamento (DAENT), além de apresentar, segundo leitura da

planta DAENT, elaborada pela Prefeitura Municipal de Belém no ano de 2008, ligação “natural” com o rio Guamá por meio do igarapé do Murutucum.

O Lago Bolonha (Figura 4) possui 2 milhões de m³ e apesar do lago estar situado em uma Área de Proteção Ambiental, há uma forte pressão de poluição decorrente principalmente de invasões em seu entorno. Nesse Lago, a água é bombeada para três Estações de Tratamento de Água (ETA's): a ETA do Bolonha, ETA de São Brás e a ETA do chamado 5º setor. Após o tratamento, a água é transferida para os reservatórios de distribuição da Zona Central de Belém e da chamada Zona de expansão (FENZL et. al., 2018).

A Estação de Tratamento de Água do Bolonha está localizada no Lago Bolonha que está ligada com o Lago Água Preta e o Rio Guamá. Atualmente o ETA Bolonha é responsável pelo abastecimento de 168 mil pontos de consumo, conforme a COSANPA, órgão responsável (GARCIA et. al., 2019).

Figura 4. Lago Bolonha.



Fonte: FENZL et. al. (2018).

Nos últimos quatro anos o espelho d'água do Bolonha, vem sendo tomado por um tipo de vegetação que recebe o nome de macrofita, a espécie encontrada no lago é predominantemente de aguapés (*Eichhornia crassipes Solms*) e seu surgimento pode estar ligado tanto a própria dinâmica do meio físico ou quanto ao suporte de nutrientes, por causa da ocupação “desordenada” nas margens do lago. Neste contexto isso pode estar comprometendo a qualidade ambiental das águas que servem para abastecimento de toda a RMB (ARAÚJO JR., 2015).

Conforme Oliveira (2018), o reservatório Bolonha sofreu com o processo de eutrofização durante anos, a Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA), realizou no ano de 2013 a limpeza dos reservatórios Bolonha e Água Preta que durou cerca de oito meses, sendo retiradas 371 mil metros quadrados de vegetação aquática do Bolonha e 1,2 mil metros quadrados do Água Preta, visto que a última limpeza ocorreu em 2009. O gerente de produção de água da Estação do Bolonha, diz que a vegetação macrófita se desenvolve rapidamente, por causa da grande quantidade de material orgânico que é lançado no reservatório Bolonha, esse tipo de vegetação flutua e é característico de ambientes com níveis anormais de nutrientes e poluentes, principalmente pelo lançamento de esgoto doméstico.

Araújo Jr. (2015), a construção do canal de Água Preta, denominado na época como Yuna foi realizado em 1945 na segunda interventoria de Magalhães Barata. Além disso, teve início às obras de completa remodelação dos sistemas de esgoto e abastecimento de água. Esse lago (Figura 5) exerce uma função removedora de cor e sedimentos mais grossos (decantação natural), o acentuamento da cor está associado também ao tamanho do lago, pois o espaço é menor e assim o lago se torna mais concentrado, dificultando na solubilização das substâncias.

Figura 5. Lago Água Preta.



Fonte: FENZL et. al. (2018).

Geralmente os estudos sobre o lago Água Preta é sobre caracterização da sua qualidade da água, poucos relacionam com os esgotos superficiais, esses fatores de impactos ao ambiente aquático e seus serviços ecológicos são essenciais, pois o lago Água Preta, junto com o Bolonha são as principais fontes de água potável para RMB. O lago Água Preta possui um tamanho de 3,12 km² e junto com o lago Bolonha constituem a fonte de água do Parque Utinga da RMB (SANTOS et. al., 2015).

4.4 Geologia e Relevô

Belém faz parte da Planície Amazônica, que engloba: Pediplanos do plioceno com cotas entre 10 e 25 m; Pediplanos do neopleistoceno com cotas entre 5 e 15m; Planícies de inundação dos rios e igarapés com cotas inferiores a 5m. Essa geologia da região é caracterizada pelas formações de Pirabas, que é construída por rochas sedimentares e carbonáticas com ocorrência a partir de 70 a 90 de profundidade, e também várias camadas de argilas, argilitos, areias e arenitos (FENZL et. al., 2018).

De acordo com Fenzl et. al. (2018), a formação geológica da região ajuda a caracterização do manancial subterrâneo (aqüífero) usado para o abastecimento público da RMB, pois as Barreiras e Pós-Barreiras ocorrem em profundidades mais rasas aflorando com sedimentos arenosos, já os aqüíferos destas formações são explorados, porém vulneráveis a contaminação, sobretudo por fossas domiciliares.

Os sedimentos do Grupo Pós-Barreiras depositados do Mioceno ao Pleistoceno são representados por sedimentos arenosos e areno-argilosos, que ocorrem em pequenas áreas entre os lagos Bolonha e Água Preta e o curso superior do Rio Aurá. Nesses lagos, estão inseridos uma unidade geomorfológica caracterizada como Planalto Rebaixado da Amazônia, com terrenos altimetricamente “pobres”, os quais, favorecem o carreamento de sedimentos principalmente por conta da composição arenoargilosa típica da formação Barreira - carreamento este que é potencializado pela retirada de cobertura vegetal em associação com o aumento do escoamento superficial (ARAÚJO JR., 2015).

4.5 Hidrografia e Vegetação

De acordo com Fenzl et. al. (2018), todo o sistema hidrográfico da região sofre as influências das marés do oceano Atlântico e, por isto, recebe águas salobras na época de menor intensidade pluviométrica, ocorrem então as oscilações dos níveis das águas, decorrentes das variações sazonais, que elevam o nível d'água dos numerosos canais, chegando a alagar as áreas de cotas inferiores a 5m acima do nível do mar. São então, chamadas de águas de março, causam inundações por vários períodos na cidade, geralmente nas partes mais baixas em torno do mercado Ver-o-Peso, além disso, a situação se torna difícil quando as marés altas coincidem com as chuvas intensas características desse período.

Para Xavier (2018), onde o lago Água Preta está localizado encontram-se fragmentos

de Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme e de Várzea. A topografia desse lago é considerada plana ou com suaves ondulações, constituída por tabuleiros, terraços e várzeas.

4.6 Clima

Belém é um município do estado do Pará, localizado na Amazônia Oriental, que apresenta temperaturas altas, devido ao alto potencial da radiação solar incidente, forte convecção, ar instável e alta umidade do ar, contribuindo para formação de nuvens convectivas, com isso, pode ocorrer grande incidência de precipitação na forma de pancadas de chuvas, principalmente à tarde. A formação de nuvens em Belém é do tipo cumulonimbus, favorecendo a ocorrência de vários tipos de trovoadas, com descargas elétricas, chuvas intensas e ventos muito forte (SANTOS, 2018).

Segundo o Anuário Estatístico do Município de Belém (2012), o clima é quente e úmido, com precipitação média anual de 2.834 mm e temperatura média é de 25 °C em Fevereiro e 26°C em Novembro. Está na zona climática Afi (classificação de Köppen), com ausência de estação fria e temperatura do mês menos quente, acima de 18 °C. Há ocorrência de períodos mais chuvosos, de dezembro a maio, e outra menos chuvosa nos meses de junho a novembro (XAVIER, 2018).

Oliveira (2018) a sazonalidade climática da RMB pode se tornar um fator na contribuição de carga orgânica para o corpo d'água, devido o período menos chuvoso, onde a contribuição é mais intensa, assim o lançamento inadequado de efluente acaba não sofrendo diluição, já no período chuvoso o nível de precipitação é mais intenso, pois há uma maior diluição desse material, ocorrendo também um carregamento de material provocado pelo escoamento superficial.

Estudos simulando os efeitos das condições de elevação de temperatura e de gás carbônico (CO₂) nas respostas de organismos podem permitir compreender como os ecossistemas amazônicos irão responder a essas mudanças ambientais. Além disso, a Amazônia possui um relevante papel no ciclo do carbono do planeta sendo considerada uma das regiões mais vulneráveis do ponto de vista das influências das mudanças climáticas; os impactos causados pelo aquecimento do clima global nos ecossistemas terrestres e aquáticos amazônicos são preocupantes, podendo alterar a precipitação pluviométrica, os regimes hidrológicos da bacia e a cobertura da vegetação (PIEDADE et. al., 2014).

5. MATERIAL E MÉTODOS

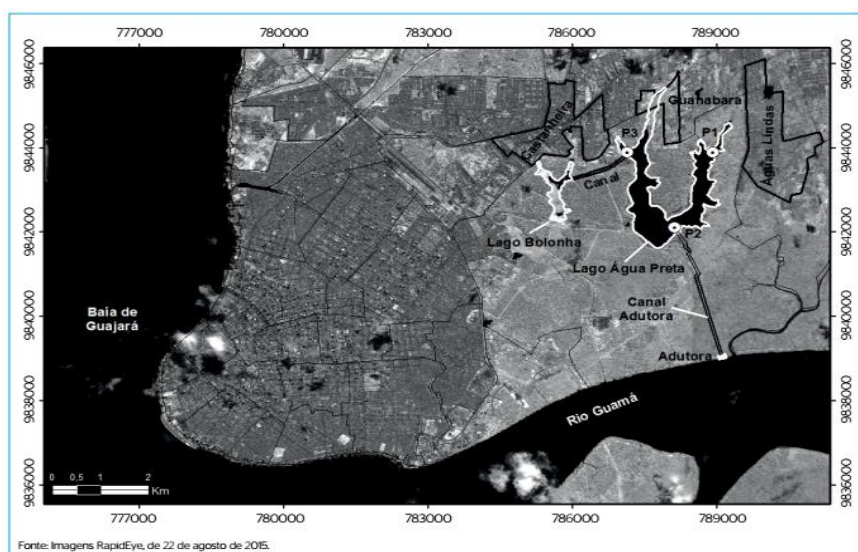
5.1 Área de Estudo

A cidade de Belém, localizada no estado do Pará, é um município que possui uma extensão territorial de 1.059,458 km², com população estimada em 1.452.275 pessoas, densidade demográfica de 1.315,26 hab/km² e IDH de 0,746. A mesma exerce um importante papel para a população e economia do estado, suas principais atividades econômicas envolvem o uso de recursos naturais (SANTOS, 2018).

Os lagos Bolonha e Água Preta abastecem quase 63% da água potável da Região Metropolitana de Belém (RMB). Esses lagos, estão localizados dentro do Parque Estadual de Conservação de Utinga Unidade e cobre 17,29% de sua área total (240,85 de 1393,088 ha). Um dos principais objetivos da criação do parque era garantir a potabilidade da água. para a população da RMB, mas infelizmente, a poluição do Lago Bolonha devido à descarga imoderada de águas residuais está causando sua eutrofização e o crescimento excessivo da água macrófitas em sua superfície (PARÁ, 2013; DUTRA et. al., 2019).

O Parque Estadual do Utinga- PEUt está localizado na RMB, no Nordeste do Estado, nos municípios de Belém e Ananindeua, abrange os bairros de Curió-Utinga, Souza, Castanheira, Guanabara e Águas Lindas, sua sede está localizada na Av. João Paulo II, s/n^o, bairro do Curió-Utinga (PARÁ, 2013).

Figura 6. Parque Estadual do Utinga, localizado entre os municípios de Belém e Ananindeua, e os lagos Bolonha e Água Preta dentro da área deste parque.

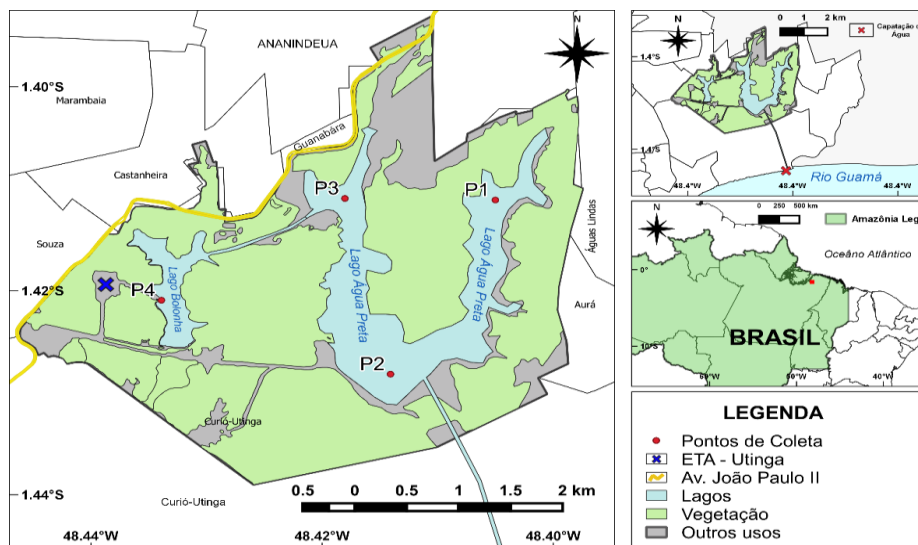


Fonte: OLIVEIRA et. al., (2018)

5.2 Amostragem

A amostragem de água nos lagos Bolonha e Água Preta foram realizadas no período de outubro 2018 a março de 2019 em 4 pontos (Figura 8). Foram realizadas 6 campanhas consecutivas, incluindo o período de seca (outubro e novembro), período de transição (dezembro e janeiro) e período chuvoso (fevereiro e março).

Figura 7. Mapa de localização dos pontos de coletas.



Fonte: Autoral (2021).

As amostras de água superficial foram obtidas nos 4 pontos por meio de garrafas de Niskin (2L), no momento da coleta foram obtidos dados de pH e Condutividade Elétrica - CE com a utilização de uma sonda multiparamétrica da marca HANNA. Para as variáveis: Temperatura, Oxigênio Dissolvido - OD, Alcalinidade Total - AT, Turbidez, Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO e Salinidade, as amostras foram preservadas conforme descrito em APHA (1992) e transportadas para o Laboratório de Química Ambiental, da Universidade Federal Rural da Amazônia (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros determinados nos lagos Bolonha e Água Preta, e o método utilizado na precisão de cada amostragem.

PARÂMETROS	MÉTODO UTILIZADO
pH	Sonda multiparamétrica (HANNA®; precisão: $\pm 0,01$).
Temperatura	Termômetro digital (Kestrel®; precisão: $\pm 0,1$ °C).

Oxigênio Dissolvido - OD	Método de Winkler modificado Strickland e Parsons (1972), com uma precisão de $\pm 1,3 \mu\text{mol.kg}^{-1}$.
Condutividade Elétrica - CE	Sonda multiparamétrica (HANNA®; precisão: $\pm 0,01$).
Alcalinidade Total - AT	Conforme descrito em APHA (1992) pela titulação de neutralização ácido / base, onde foi utilizado ácido sulfúrico (precisão: $\pm 20 \mu\text{mol}$).
Turbidez	Turbidímetro, HACH 2100 P ®, com precisão de $\pm 2\%$.
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	Método descrito em APHA (1992) durante um período de 5 dias a 20°C .
Salinidade	Por comparação com a clorinidade e determinada por titulação com AgNO_3 (Grasshoff, et al. 1983) com uma precisão de $0,1 \text{ g.kg}^{-1}$.

De acordo com o procedimento descrito por Copain-Montégút & Raimbault (1994), a partir das medidas de temperatura, potencial Hidrogeniônico e alcalinidade total dos lagos, será possível calcular as concentrações molares do carbono inorgânico dissolvido (Equação 1) e de seus componentes principais: dióxido de carbono dissolvido - $\text{CO}_2(\text{aq})$, bicarbonato - HCO_3^- e carbonato - CO_3^{2-} , conforme as equações 2, 3 e 4.

$$\text{CID} = [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] = [\text{CO}_2]_{\text{aq}} \quad (1)$$

$$[\text{CO}_2]_{\text{aq}} = \text{Alc}[\text{H}^+] / (\text{K}_1 + 2\text{K}_1\text{K}_2 / [\text{H}^+]) \quad (2)$$

$$[\text{HCO}_3^-] = \text{K}_1 \cdot [\text{CO}_2]_{\text{aq}} / [\text{H}^+] \quad (3)$$

$$[\text{CO}_3^{2-}] = \text{K}_2 \cdot [\text{HCO}_3^-] / [\text{H}^+] \quad (4)$$

Onde, K_1 e K_2 representam as constantes de equilíbrio das principais reações do sistema carbonato (Drever, 1988 e Stumm & Morgan, 1996).

$$\text{K}_1 = [\text{H}^+] [\text{HCO}_3^-] / [\text{CO}_2]_{\text{aq}} \quad (5)$$

$$\text{K}_2 = [\text{H}^+] [\text{CO}_3^{2-}] / [\text{HCO}_3^-] \quad (6)$$

Onde, K_1 e K_2 tem a concentração expressa em mol.L⁻¹.

As constantes de equilíbrio K_1 e K_2 foram calculadas em função da temperatura da água (°C), obtidas durante as amostragens, de acordo com os algoritmos desenvolvidos por Clark & Fritz (1997), representado pelas equações 7 e 8:

$$pK_1 = 1,1 \cdot 10^{-4} T^2 - 0,012 T + 6,58 \quad (7)$$

$$pK_2 = 9 \cdot 10^{-5} T^2 - 0,0136 T + 10,62 \quad (8)$$

REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Águas. Portal da Qualidade das Águas: **Indicadores de Qualidade da Água – Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadoresindice-aguas.aspx>>. Fonte Original: Resolução CONAMA 357 de 17 de Marco de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 02 de fev. 2016.

ALVES, L. S. **Desenvolvimento de Medidor de Qualidade da Água através da Condutividade Elétrica**. 12f. Dissertação (Diplomação em Engenharia Física) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre 2016.

ALVES, L. da S.; MENDONÇA, F. C.; SANTANA, L. M.; PEREIRA, I. de A.; SANTOS, A. G. **Parâmetros de Qualidade e Distribuição de Espécies de Carbono Inorgânico em Águas Naturais de Lagos Urbanos em Salvador – BA/Quality Parameters and Distribution of Inorganic Carbon Species in Natural Waters of Urban Lakes in Salvador – BA**. Revista GEAMA, Ciências Ambientais e Biotecnologia Scientific Journal of Environmental Sciences and Biotechnology. ISSN: 2447-0740. Dezembro, 2020.

ARAÚJO JÚNIOR, A. C. R. **Antropogeomorfologia da bacia hidrográfica do murutucu: abastecimento hídrico, uso e ocupação em Belém-PA**. Revista Ra'e Ga. v.34, p.98-122, 2015.

ÁVILA, Á. R. da S. **Melhoria da qualidade da água de lagos urbanos com uso de Wetland construído**. Goiânia: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, 2018.

BRASIL, Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**, Brasília: FUNASA, 112p, 2014.

BREDA, E. **Água Grau Reagente Para Laboratório e Outros Fins Especiais**. Acesso em: 23 de fevereiro 2018.

CASTRO, D. C. C. de; RODRIGUÊS, R. S. S.; FILHO, D. F. F. **Escoamento superficial na área convergente aos lagos Bolonha e Água Preta em Belém e Ananindeua, Pará**. Research, Society and Development, v.9, n.3, 2020.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Variáveis da Qualidade das Águas**. 2009.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências**. Brasília, 2005.

DUARTE, C. K. A. do R. **Avaliação do Desempenho Hidroenergético do Sistema de Abastecimento de Água Utinga – Bolonha – Setor Guanabara**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Pará – UFPA, 2018.

DUTRA, V. A. B.; TAVARES, P. A.; RIBEIRO, H. M. C. **Analysis of cloud condition on Sentinel-2 MSI and Landsat-8 OLI images of a public supply lake in Belém-Pará-Brazil**. ARTICLES doi:10.4136/ambi-agua.2375. Received: 08 Feb. 2019; Accepted: 26 May 2019.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: 3º Edição. Ed. Interferência. 2011.

FENZL, N; MENDES, R. L. R.; FERNANDES, L. L. **A Sustentabilidade do Sistema de Abastecimento de Água: Da Captação ao Consumo de Água em Belém**. Instituto de Tecnologia – ITEC/UFPA, Núcleo de Meio Ambiente – NUMA/UFPA, 2018.

GARCIA, M. L. DE C.; NAGEM, J. T. F. K., SILVA, R. S. DA; PINHEIRO, W. F. **Mapeamento do Fluxo e Qualidade da Água fornecida à população na cidade de Belém**, 2019.

GASPAR, F. L. **Distribuição da alcalinidade total, pressão parcial do CO₂ e fluxos de CO₂ na interface água-ar no ecossistema costeiro do estado de Pernambuco**. Bibliotecária Valdicea Alves, CRB-4 / 1260 - Recife., 2015.

GUTIERREZ, C. B. B.; RIBEIRO, H. M. C.; MORALES, G. P.; GUTIERREZ, D. M. G.; SANTOS, L. S.; PAULA, M. T. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.10, n.01, 521-534p, 2017.

KUSS, C. P.; DE CASTRO, F. B. G. **Avaliação Da Qualidade Físico-Química E Microbiológica Das Águas Do Rio Palmital Em Colombo-PR**. Saúde, v.1, n. 15, 32-41p, 2016.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Editora Átomo, cap. 02 e 03, 2010.

MANNICH, M.; RESENDE, J. F.; FERNANDES, C. V. S.; BERNARDO, J. W. Y.; ZAHN, E.; BLENINGER, T. B. **CICLAR: Modelo OD para dinâmica de carbono em lagos e reservatórios**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, versão online ISSN 2318-0331. vol 20, n.1, Porto Alegre, 237-248p, 2015.

MATOS, M. P. de.; BORGES, A. C.; MATOS, A. T. de.; SILVA, E. F. de.; MARTINEZ, M. A. **Modeling of BOD progression obtained in sewage incubated under different temperatures**. Engenharia Sanitária. Ambiental. V. 22. N 5, p. 821-828, 2017.

MELLO, R. C. de. **Produção de CO₂ e CH₄ por Degradação Anaeróbica Relacionada à**

Decomposição da Matéria Orgânica em Dois Lagos Tropicais. Dissertação de Mestrado. Instituto de Química do Programa de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense, 2015.

MELO, W. L. DE. **Análise do Monitoramento da Qualidade físico-química da Água do Estuário da Barra do Rio Mamanguape com o uso de sonda multiparamétrica.** João Pessoa, 2021.

MORALES, G. P.; SANTOS, L. F. M.; FERREIRA, Y. A.; JÚNIOR, O. C. D.; VERA, M. A. P. **Análise dos parâmetros físico-químicos da água em função do comportamento da maré: um estudo de caso no Igarapé Tucunduba, Belém – PA.** Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.11 n.22; p.177, 2015.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental.** Rio de Janeiro: ABES, 416p, 2003.

NAIME, R.; FAGUNDES, R. S. **Controle da Qualidade da água do Arroio Portão, RS.** Instituto de Geociências, UFRGS, Porto Alegre, v. 1, n. 32, p. 27-35, 2005.

NETO, S. B. N; ARAÚJO, I. I. M.; TÁVORA, M. A. **Qualidade de Água de Dessedentação de Bovinos da Fazenda – Escola do IFRN-IPANGUAÇU.** HOLOS, Ano 32, Vol. 3, 2016.

OLIVEIRA, I. F. de. **Investigação da Condição Trófica do Reservatório de Abastecimento de Água Bolonha.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Tecnologia do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: PPGEC da UFPA, 2018.

OLIVEIRA, G. M. T. S. DE.; OLIVEIRA, E. S. DE.; SANTOS, M. DE. L. S.; MELO, N. F. A. C. DE.; KRAG, M. N. **Concentration of heavy metals in Água Preta lake sediments (Pará-Brasil).** 2018.

PARÁ. Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Revisão do Plano de Manejo do Parque Estadual do Utinga.** Belém: IMAZON, 2013.

PEREIRA, C. B. **Geoprocessamento Aplicado à Análise da Paisagem: Transformações no Prolongamento da Avenida João Paulo II, Ananindeua (PA).** Trabalho de conclusão de curso (TCC) apresentado à Faculdade de Tecnologia em Geoprocessamento (FTG), 2019.

PIEDADE, M. T. F.; VAL, V. M. F. de A. e.; LOPES, A.; HENRIQUE, H. S.; FÉ, L. M. L.; WITTMANN, F. **Organismos Aquáticos e de Áreas Úmidas em uma Amazônia em Transição.** Cient. Cult. Vol. 66. São Paulo, 2014.

PIRATOBA, A. R. A.; RIBEIRO, H. M. C.; MORALES, G. P.; GONÇALVES, W. G. Universidade do Estado do Pará (UEPA), Belém, PA, Brasil. **Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil.** Rev. Ambient. Água. vol. 12 n. 3. Taubaté – May / Jun. 2017. doi:10.4136/ambi-agua.1910. Received: 03 Apr. 2016; Accepted: 03 Mar. 2017.

ROSA, M. B. S. DA.; FIGUEIREDO, R. DE. O.; MARKEWITZ, D.; KRUSCHE, A. V.; COSTA, F. F.; GERHARD, P. **Evasion of CO₂ and dissolved carbon in river waters of three small catchments in an area occupied by small family farms in the Eastern Amazon.** doi:10.4136/ambi-agua.2040. Received: 21 Nov. 2016; Accepted: 02 Jun. 2017.

SANTOS, S. R. Q.; BRAGA C. C.; BRANDÃO T. L. O.; BRITO, J. I. B; SANTOS A. P. P. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 07, n.03, p. 615- 627, 2014.

SANTOS, C. E. O. **Qualidade da água do reservatório poção da Ribeira: Uma avaliação com base em técnicas estatísticas multivariadas e nos processos geoquímicos de salinização**. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Sergipe. 2016.

SANTOS, M. L. S.; SOUZA, R. R.; PEREIRA, J. A. R.; SILVA, J. P. DA; LIMA, M. W. **Diffuse sources of pollution and their influence on the nature of the sediments in Água Preta lake**. Acta Scientiarum, Technology. Maringá, v. 37. n. 2. p. 259-264, Apr-June, 2015.

SANTOS, M. L. S.; SARAIVA, A. L. DE L.; PEREIRA, J. A. R.; NOGUEIRA, P. F. R. DE S. M. N.; SILVA, A. C. DA. **Hydrodynamic modeling of a reservoir used to supply water to Belém (lake Água Preta, Pará, Brazil)**. Acta Scientiarum, Technology. Maringá, v. 37. n. 3. p. 353-359, July-Sept., 2015.

SANTOS, L. F. DOS. **Avaliação da Qualidade Ambiental da Baía do Guajará em Belém - PA, 2018**.

SOMMER, K.; SPITZER, P. **Session H: Ocean Salinity (Powerpoint)**. In: **Plenary lectures: WMO-BIPM WS**. Geneva 30 março - 1 abril, 2004. Disponível em: <http://www.bipm.org/ws/BIPM/WMO-BIPM/Allowed/Plenary_lectures/04.04-Session_H-Intro-Sommer.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2015.

TAVARES, C. DA C; SOUSA, J. B. DE; SILVA, F. L. DA; SOUZA, C. A. DE; **Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputangas, Cáceres, Mato Grosso**. Revista Equador (UFPI), Vol. 10, Nº 2, Home: <http://www.ojs.ufpi.br/index.php/equador>. Recebido Maio de 2021 Aceito Junho de 2021 Publicado Agosto 2021 ISSN 2317-3491. p.155 – 182, 2021.

TEIXEIRA, E. P. **Água e saúde: doenças de veiculação hídrica de origem biológica**. In: TELLES, D. D'A. (Org.). **Ciclo ambiental da água: da chuva à gestão**. São Paulo: Blucher, 2013.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade das águas nos rios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.

XAVIER, N. M. de Q. **Análise Multitemporal da Cobertura do Solo do Parque Estadual do Utinga, BELÉM – PA**. Trabalho de Conclusão de Curso na Universidade Federal do Pará – UFPA, 2018.

ZAIKA, M. G. B. **Parâmetros de tratabilidade em sistemas de alagados construídos aplicado ao reuso de resíduos de dessalinização**. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, UE- Ponta Grossa. 2018.

CAPÍTULO 2

CARACTERIZAÇÃO DO CARBONO INORGÂNICO DISSOLVIDO E PARÂMETROS ASSOCIADOS AO SISTEMA CARBONÁTICO EM LAGOS AMAZÔNICOS, BRASIL.

Revista: *Water - Limnology*, Editorial Manager.

Título de corrida: CO₂ dissolved in Amazonian lakes.

Autores: Kelly Silva¹; Carlos Noriega^{2, *}; Moacyr Araujo²; Carmen Medeiros²; Lourdes Santos¹.

Endereços:

¹Graduate Program in Aquaculture and Tropical Water Resources, Federal Rural University of the Amazon (UFRA), Belem, Brazil.

²Department of Oceanography (DOCEAN), Federal University of Pernambuco (UFPE), Recife, Brazil.²Center for Risk Analysis and Environmental Modeling (CEERMA), Federal University of Pernambuco (UFPE), Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, Recife 50740-550, Brazil.

***Autor correspondente:** carlos.delnor@gmail.com

2.1 Introdução

O CO₂ dissolvido (CO_{2aq}) é uma variável mestre na química aquosa. É o constituinte mais dinâmico do carbono inorgânico dissolvido e geralmente é o principal ácido em águas interiores que não foram impactadas pela chuva ácida (Cole e Prairie, 2009). Ao contrário da água do mar, as concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID), alcalinidade total (AT) e CO_{2aq} em águas interiores variam muito, devido aos impactos amplamente variáveis da geologia local, ciclo da água, vegetação da bacia hidrográfica, clima nas águas interiores e pressão antrópica.

O ciclo anual na maioria das águas doces envolve mudanças no pH e CO_{2aq}. O pH elevado pode estar correlacionado com uma taxa mais baixa de fotossíntese por unidade de biomassa (Talling et al., 2010), enquanto valores de pH baixos podem estar associados a altas

taxas de respiração.

O objetivo principal deste trabalho foi caracterizar os teores de CO_2aq e seus parâmetros associados ao sistema carbonático em dois lagos amazônicos com forte pressão antrópica, os lagos foram: Bolonha e lago Água Preta, no município de Belém do Pará.

Este estudo representa os primeiros registros dos níveis de CO_2aq e outros parâmetros associados ao sistema carbonático nos lagos Bolonha (LB) e Água Preta (LAP) na região amazônica. Essas informações serão de utilidade técnica e científica para atender à demanda de informações relacionadas à cobertura geográfica regional e global dos parâmetros associados ao ciclo do carbono, principalmente nos corpos de águas tropicais.

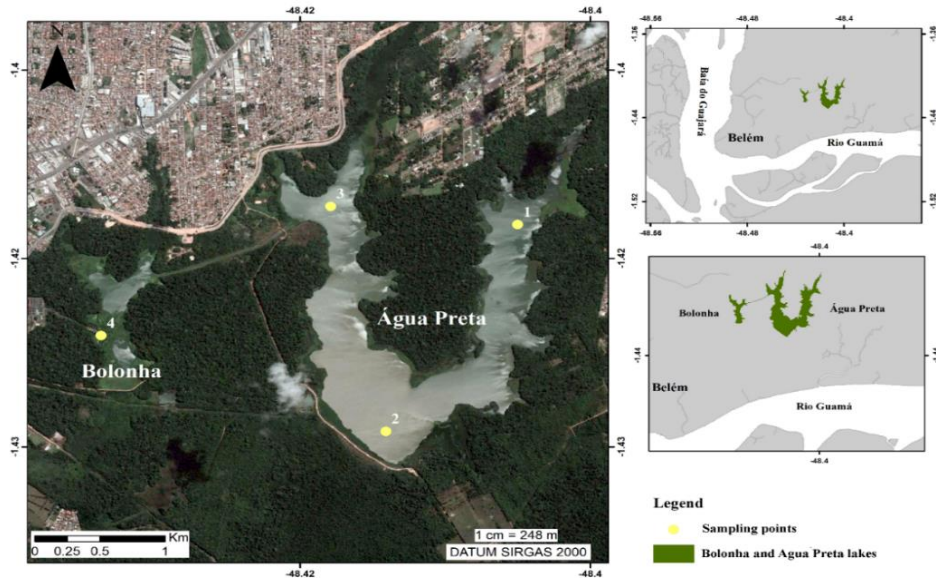
2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de Estudo

Em Belém, na área fisiográfica do Parque Estadual do Utinga (PEUt), os lagos Bolonha e Água Preta, complementados com águas do rio Guamá, constituem-se nos principais mananciais de abastecimento público de toda a Região Metropolitana de Belém. Esses corpos d'água vêm sofrendo as pressões do processo desestruturado de urbanização e industrialização do entorno, resultando no incremento de diversos poluentes no meio aquático (OLIVEIRA et. al., 2018).

O PEUt está inserido em uma área considerada periférica de Belém, onde a expansão urbana tem suas áreas protegidas e a maior parte da sua extensão territorial está localizada no bairro como o mesmo nome “Curió Utinga”, dessa maneira a pressão antropogênica no entorno do parque busca novas abordagens de estudos ambientais (PARÁ, 2013).

Figura 8. Localização de estudo da área nos LB e LAP. Na cor amarelo estão os pontos de campanha (4).



Fonte: Autoral (2021).

2.2.2 Campanhas de Amostragem

As campanhas de amostragem ocorreram entre outubro de 2018 a março de 2019. Foram realizadas 6 campanhas consecutivas, incluindo o período de seca (outubro e novembro), período de transição (dezembro e janeiro) e período chuvoso (fevereiro e março) (Figura 9). Em cada campanha, amostras de água superficial foram obtidas em 4 pontos por meio de garrafas de Niskin (2 L), para a determinação de AT e salinidade. *In situ* foram medidos a temperatura da água, a condutividade elétrica ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) e o pH.

O pH e a condutividade elétrica foram obtidos em sonda multiparamétrica (HANNA®; precisão: $\pm 0,01$). A temperatura da água superficial foi obtida por meio de termômetro digital (Kestrel®; precisão: $\pm 0,1$ °C). As amostras para os demais parâmetros (turbidez, OD, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) e AT foram preservadas conforme descrito na APHA (1992) e transportadas para o Laboratório de Química Ambiental, da Universidade Federal Rural da Amazônia.

Os dados de turbidez foram obtidos por meio de um turbidímetro, HACH 2100 P ®, com precisão de $\pm 2\%$. OD foi determinada usando o método de Winkler modificado Strickland e Parsons (1972), com uma precisão de $\pm 1,3 \mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$. A utilização aparente de oxigênio (UAO) representa uma estimativa do O_2 utilizado devido a processos bioquímicos em relação a um valor pré-formado. O UAO ($\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) foi calculado como a diferença entre a solubilidade do gás O_2 (O_2^*) e as concentrações medidas de O_2 e expressa como:

$$AOU = (O_2^*) - (O_2) \quad (9)$$

Onde O_2^* é calculado como uma função da temperatura e salinidade *in situ*, e uma atmosfera de pressão total. Os valores de O_2^* foram calculados usando a equação de Garcia e Gordon (1992), com base nos valores de O_2^* de Benson e Krause (1984); e O_2 é a concentração de O_2 medida (mmol kg^{-1}).

A DBO_5 foi determinada de acordo com o método descrito em APHA (1992) durante um período de 5 dias a 20°C .

A AT foi obtida conforme descrito em APHA (1992) pela titulação de neutralização ácido / base, onde foi utilizado ácido sulfúrico (precisão: $\pm 20 \mu\text{mol}$).

A salinidade foi obtida por comparação com a clorinidade e determinada por titulação com AgNO_3 por Grasshoff et. al. (1983) com uma precisão de $0,1 \text{ g.kg}^{-1}$.

2.2.3 Estimativas de Parâmetros do Sistema de Carbonato e Análise Estatística

A pressão parcial de CO_2 em águas superficiais ($p\text{CO}_2$), CID, $\text{CO}_{2\text{aq}}$, KCO_2 (coeficiente de solubilidade de CO_2) e bicarbonato (HCO_3^-) foram estimados usando o software CO_2 sys (Lewis e Wallace, 1998), usando medições de pH e AT, as constantes de dissociação fornecidas por Millero et al. (1983) para água doce. Valores de pH $< 5,8$ foram retirados dessa estimativa de acordo com a recomendação de Raymond et al. (2012). Valores baixos de pH podem propagar um erro significativo na estimativa dos parâmetros do sistema de carbonato.

O excesso de CO_2 ($\text{CO}_{2\text{aq}}$) (mmol.kg^{-1}) é definido como a quantidade de CID que é transferida como CO_2 para a atmosfera após atingir o equilíbrio ar-água. O excesso de CO_2 foi calculado de acordo com a equação de Zhai et al. (2005), como segue:

$$\text{Excesso de } \text{CO}_2 = \text{CO}_{2\text{aq}} - \text{KCO}_2 \times p\text{CO}_{2\text{ar}} \quad (10)$$

A pressão parcial de CO_2 atmosférico foi obtida através da seguinte equação:

$$p\text{CO}_{2\text{ar}} = X\text{CO}_2 \times (\text{Patm} - p\text{H}_2\text{O}) \quad (11)$$

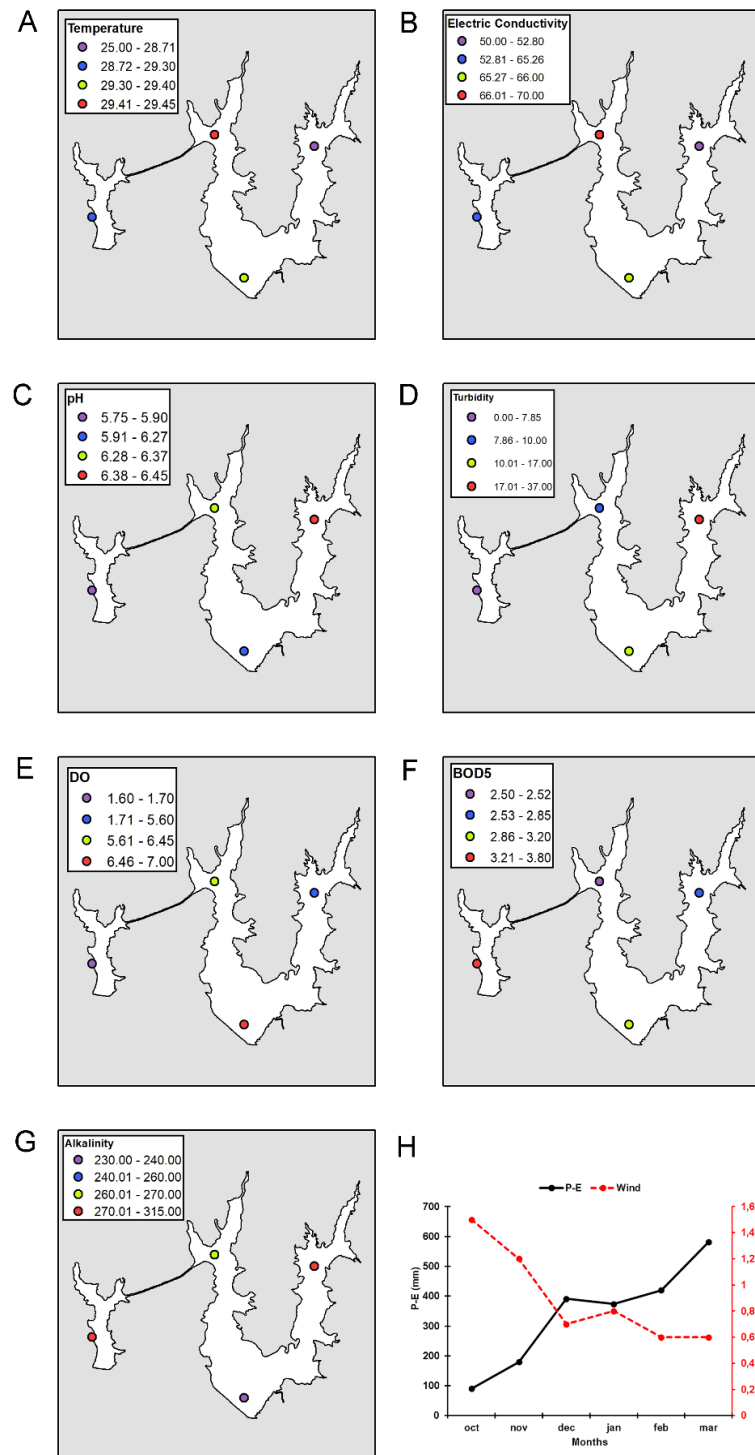
Onde Patm = pressão barométrica, obtida a partir dos dados meteorológicos locais (atm); $X\text{CO}_2$ = fração molar de CO_2 atmosférico, obtido da NOAA (<http://esrl.noaa.gov>) (ppm); e $p\text{H}_2\text{O}$ = pressão de vapor d'água (matm), obtido conforme Weiss (1980).

Os resultados obtidos foram analisados estatisticamente por meio de estatística descritiva (média, desvio padrão, valor mínimo, valor máximo, coeficiente de variação-CV) e testes não paramétricos (Mann-Whitney e Kruskal-Wallis; usados para identificar diferenças entre 2 e > 2 séries de dados, respectivamente). Além disso, foi utilizado o teste de correlação de Pearson (identificação da correlação entre os parâmetros). Todas as análises foram realizadas no software livre Past2017®.

2.3 Resultados e Discussão

Nas águas fluviais dos lagos LB e LAP durante o período 2018-2019, precipitação, evaporação, ventos e temperatura do ar, corresponderam aos dados históricos da região (teste de Mann-Whitney; $p > 0,05$; $\alpha = 0,05$). O balanço hídrico (precipitação - evaporação) foi positivo durante o período de estudo (média: 340 mm). A intensidade dos ventos apresentou variação de 0,6 a 1,5 m.s^{-1} (média: $0,9 \pm 0,3 \text{ m.s}^{-1}$), com maior intensidade nos meses de outubro e novembro (período de seca) (Figura 9H).

Figura 9. Localização da área de estudo nos lagos LB e LAP. Distribuição Espacial de: A. Temperatura da água; B. Condutividade elétrica - CE; C. potencial Hidrogeniônico - pH; D. Turbidez; E. Oxigênio Dissolvido - OD; F. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO5; G. Alcalinidade total - AT; H. Balanço hídrico (P-E).



A variação térmica da água apresentou variação de 28,0 a 30,4 ° C (média = 29,2 ± 0,7 °C), com valores maiores nos meses correspondentes ao período seco (Figura 9A). De acordo com a análise temporal, a temperatura da água apresentou diferenças significativas entre os meses estudados (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,04$; $\alpha = 0,05$); enquanto o teste de Dunn identificou essas diferenças significativas entre os meses de março (período chuvoso) e outubro (período seco) ($p = 0,005$), e entre março (período chuvoso) e novembro (período seco) ($p =$

0,02), respectivamente. A análise espacial não mostrou diferenças estatisticamente significativas entre os 4 pontos de coleta (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,18$; $\alpha = 0,05$), nem entre os lagos LB e LAP (teste de Mann Whitney; $p = 0,57$; $\alpha = 0,05$) (Tabela 2).

Tabela 2. Estatísticas temporais e espaciais nos lagos LB e LAP. KW: teste de Kruskal-Wallis; MW: teste de Mann-Whitney. $p < 0,05$ indica diferenças significativas para $\alpha = 0,05$. Em negrito, valores de p significativos. M indica o mês em ordem numérica. P indica os pontos de amostragem.

Parâmetro \ testes	Teste KW (meses)	Teste Dunn (meses)	Teste KW (pontos)	Teste Dunn (pontos)	Teste MW (lagos – LB; LAP)
Observações					
Temperatura (°C)	p=0,04	M3-M10 p=0,005 M3-M11 p=0,02	p=0,18	-	p=0,57
CE (mS.cm ⁻¹)	p=0,0007	M3-M11 p=0,001 M3-M12 p=0,04	p=0,80	-	p=0,60
Turbidez (NTU)	p=0,72	-	p=0,006	P1-P4 p=0,005	p=0,004
pH	p=0,62	-	p=0,002	P1-P4 p=0,004 P2-P4 p=0,02 P3-P4 p=0,01	p=0,0001
OD (mg.L ⁻¹)	p=0,77	-	p=0,001	P2-P4 p=0,003 P3-P4 p=0,008	p=0,0001
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	p=0,53	-	p=0,22	-	p=0,052
AT (mmol.L ⁻¹)	p=0,005	M3-M12	p=0,32	-	p=0,10

p=0,008

M2-M3

p=0,04

Diferenças significativas foram observadas entre a temperatura da água e a temperatura do ar (Mann Whitney; $p = 0,005$; $\alpha = 0,05$), com valores maiores na superfície aquática.

Valores baixos de condutividade elétrica em LB e LAP foram observados durante este estudo (faixa: 34,0-103,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), conseqüentemente, a salinidade também apresentou valores baixos ($<0,05$) (Figura 9B), indicando baixa concentração de sais dissolvidos. A análise temporal mostrou diferenças significativas entre os meses do estudo (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,0007$; $\alpha = 0,05$). Essas diferenças foram observadas entre março e os meses de novembro e dezembro (teste de Dunn; $p = 0,001$, $p = 0,04$; $\alpha = 0,05$, respectivamente). A análise espacial não mostrou diferenças significativas (Tabela 2).

O pH oscilou na faixa de 5,8 a 6,7, com pH médio de $6,2 \pm 0,2$ unidades para o período de estudo (Figura 9C). De acordo com a legislação em vigor, os valores de pH em águas doces devem oscilar entre 6,0 e 9,0 (CONAMA, 2005). O pH medido nas lagoas LB e LAP não apresentou diferenças significativas entre os meses de estudo (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,62$; $\alpha = 0,05$); entretanto, a análise espacial mostrou diferenças significativas entre os pontos de coleta (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,002$; $\alpha = 0,05$). De acordo com o teste de Dunn, o ponto 4 (LB) difere do outro 3 (LAP) (teste de Dunn; $p < 0,05$; $\alpha = 0,05$), conseqüentemente, os lagos também diferem estatisticamente (LB vs LAP) (teste de Mann Whitney; $p = 0,0001$; $\alpha = 0,05$) (Tabela 2).

Semelhante à condutividade elétrica, a turbidez e o pH apresentaram valores baixos (média = 17 ± 15 NTU), indicando uma baixa quantidade de partículas em suspensão (Figura 9D). De acordo com a regulamentação ambiental, o limite máximo permitido é de 40 NTU para água doce (CONAMA, 2005). A análise temporal não mostrou diferenças significativas entre os meses estudados (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,72$; $\alpha = 0,05$). Porém, a análise espacial mostrou diferenças significativas entre os pontos da campanha (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,006$; $\alpha = 0,05$). Essas diferenças foram observadas entre os pontos 1 e 4 (teste de Dunn; $p = 0,005$; $\alpha = 0,05$). Essas diferenças se refletiram na análise espacial entre os lagos (LB e LAP) (teste de Mann-Whitney; $p = 0,004$; $\alpha = 0,05$).

As variações na OD ($1,0 - 8,5 \text{ mg.L}^{-1}$) indicaram ampla faixa de valores, com valor médio de $5,1 \pm 2,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 9E). Este valor está de acordo com o limite mínimo exigido pela legislação ambiental de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para corpos de água doce (CONAMA, 2005).

A análise temporal para OD não mostrou diferenças significativas entre os meses de estudo (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,77$; $\alpha = 0,05$). Entretanto, a análise espacial mostrou diferenças estatísticas significativas entre os pontos de coleta (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,001$; $\alpha = 0,05$). De acordo com o teste de Dunn, essas diferenças ocorreram entre o ponto 4 e o ponto 3, e entre o ponto 4 e o ponto 2 (teste de Dunn; $p = 0,003$ $p = 0,008$; $\alpha = 0,05$, respectivamente). Além disso, LAP e LB apresentaram diferenças significativas (teste de Mann-Whitney; $p = 0,0001$; $\alpha = 0,05$) (Tabela 2).

As concentrações de DBO apresentaram valores abaixo do limite máximo exigido pela legislação ambiental ($< 5,0 \text{ mg.L}^{-1}$). Durante o período do estudo, as concentrações variaram de $1,3$ a $4,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (média = $3,0 \pm 0,9 \text{ mg.L}^{-1}$) (Figura 9F). A análise estatística temporal não mostrou diferenças significativas entre os meses (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,53$; $\alpha = 0,05$). Da mesma forma, a análise espacial não mostrou diferenças significativas entre os pontos de campanha (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,22$; $\alpha = 0,05$), e entre os lagos (teste de Mann-Whitney; $p = 0,052$; $\alpha = 0,05$) (Tabela 2).

A AT variou entre 160 e 400 mmol.kg^{-1} (média = $273,0 \pm 65 \text{ mmol.kg}^{-1}$), durante o período do estudo (Figura 9G). Diferenças significativas foram observadas entre os meses (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,005$; $\alpha = 0,05$). De acordo com o teste de Dunn, o mês de março difere significativamente dos meses de dezembro e fevereiro (teste de Dunn; $p = 0,008$; $p = 0,04$; $\alpha = 0,05$, respectivamente). A análise estatística espacial da AT não mostrou diferenças significativas entre os pontos de coleta ou entre os lagos estudados (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,32$; $\alpha = 0,05$ e teste de Mann-Whitney; $p = 0,10$; $\alpha = 0,05$) (Tabela 2).

Os valores de $p\text{CO}_2$ variaram de 3.400 a $23.600 \text{ } \mu\text{atm}$, indicando supersaturação na pressão parcial de CO_2 quando comparada aos valores atmosféricos ($\sim 400 \text{ } \mu\text{atm}$). Os valores de $p\text{CO}_2$ não apresentaram diferenças significativas entre os períodos estudados (teste de Kruskal-Wallis; $p = 0,70$; $\alpha = 0,05$).

Níveis elevados de CO_2aq foram observados durante o estudo ($104,0 - 998,0 \text{ } \mu\text{mol.kg}^{-1}$), enquanto o CO_2 em equilíbrio com a atmosfera (CO_2aq) variou entre $11,5$ e $12,3 \text{ } \mu\text{mol.kg}^{-1}$.

De acordo com os registros climatológicos históricos e o período de estudo, precipitação, evaporação, temperatura do ar e intensidade do vento não apresentaram diferenças significativas em relação às condições climatológicas normais. De acordo com a escala empírica de Beaufort, as intensidades dos ventos registradas no período são denominadas Brisa (1,0 - 3,0 m.s-1) e não causam agitação na superfície aquática.

As diferenças observadas entre a temperatura da água e do ar são comuns em muitos sistemas lóticos. Isso ocorre principalmente porque, a temperatura do ar muda mais rápido do que a temperatura da água (inércia térmica); portanto, os momentos em que os valores em ambas as interfaces são exatamente os mesmos são muito raros. Corpos d'água, como lagos, lagoas e rios, são muito mais lentos para resfriar do que áreas terrestres. A amplitude estatística entre os dois períodos climáticos foi de 0,7 °C. Essa variação foi inferior à observada em 2006 por Sodré (2007) (1,0 °C) para os mesmos meses nos sistemas estudados.

Os baixos níveis de condutividade elétrica são indicativos de um baixo teor de sais dissolvidos. As águas naturais apresentam valores entre 10-100 mS.cm⁻¹ (FNS, 2014) e geralmente são recomendadas para consumo humano por apresentarem baixas concentrações de sais dissolvidos.

Semelhante à condutividade, a turbidez também apresentou valores baixos. As diferenças espaciais observadas neste estudo (ponto 1 e ponto 4) podem ser devidas ao fato do ponto 1 (média = 34,0 NTU) corresponder a uma estação próxima à margem do LAP, cercada por bairros de alta densidade populacional e clandestinas fontes de esgoto doméstico, enquanto o ponto 4 (média = 8,0 NTU) corresponde ao LB próximo à estação de tratamento de água (Figura 10D).

O pH também apresentou valores baixos, com 100% das amostras com valores < 7. As observações de pH nos lagos LB e LAP indicaram um pH mais baixo em LB. Esses valores são semelhantes aos observados por outros autores na região de estudo (Brito et al., 2020; Vasconcelos et al., 2011; Sodré, 2007). Os baixos valores de pH observados nesses sistemas podem apresentar altas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone e indígena. Geralmente, em condições de baixo pH, podem ser encontradas altas concentrações de ácido sulfúrico, nítrico, oxálico, além do ácido carbônico, formado principalmente pela atividade metabólica de microrganismos aquáticos. Estas variações de pH no meio aquático estão diretamente relacionadas aos ciclos do carbono e oxigênio.

De acordo com as estimativas dos parâmetros do sistema carbonático, o pH apresentou forte correlação positiva com OD e negativa com CO₂aq ($r^2 = 0,82$ e $r^2 = -0,93$, respectivamente) (Tabela 3). A faixa de valores observados também está de acordo com os valores observados por outros autores (Brito et al., 2020; Vasconcelos et al., 2011; Sodré, 2007). O trabalho de Vasconcelos et al. (2011) realizado entre 2007 e 2009 apresentaram valores médios na faixa de 1,5 a 4,5 mg.L⁻¹ nos lagos.

Tabela 3. Correlações de Pearson entre as variáveis ligadas aos sistemas de lagos na série de dados 2018-2019 de pH, temperatura da água, CO₂aq, HCO₃⁻, pCO₂, CID, salinidade, excesso de CO₂, precipitação, OD e UAO. Em negrito, valores de p significativos descritos na seção de discussão.

Parâmetros	pH	T °C	CO ₂ aq	HCO ₃ ⁻	pCO ₂	CID	Salinidade	Excesso		OD	UAO	
								CO ₂	Chuva			
pH		0,007	-0,933	-0,372	-0,888	-0,888	-0,203	-0,933	-0,006	0,819	-	0,814
T °C	0,007		-0,028	-0,132	-0,055	-0,050	0,273	-0,027	-0,638	0,151	-	0,190
CO ₂ aq	0,933	-0,028		0,586	0,932	0,987	0,198	1,000	0,020	0,857	0,852	
HCO ₃ ⁻	0,372	-0,132	0,586		0,647	0,705	0,010	0,586	0,214	0,453	0,455	
pCO ₂	-0,888	-0,055	0,932	0,647		0,940	0,280	0,932	0,014	0,694	0,691	
CID	0,888	-0,050	0,987	0,705	0,940		0,175	0,987	0,059	0,837	0,833	
Salinidade	0,203	0,273	0,198	0,010	0,280	0,175		0,198	0,690	0,007	0,018	
Excesso CO ₂	0,933	0,027	1,000	0,586	0,932	0,987	0,198		0,020	0,857	0,852	
Chuva	0,006	0,638	0,020	0,214	0,014	0,059	-0,690	0,020		0,116	0,141	
OD	0,819	0,151	-0,857	-0,453	-0,694	-0,837	0,007	-0,857	-0,116		-	0,999
UAO	0,814	0,190	0,852	0,455	0,691	0,833	-0,018	0,852	0,141	0,999		

De acordo com Brito et al. (2020) as concentrações de OD nesses sistemas são maiores durante a estação chuvosa; entretanto, os resultados deste trabalho mostraram que os maiores valores foram nos meses associados ao período seco (média = 5,3 m.L⁻¹), enquanto os menores valores foram observados no período chuvoso (média = 4,9 mg.L⁻¹).

Com base na Tabela 3, o OD exibiu alta correlação com o pCO₂ ($r^2 = -0,7$); adicionalmente, OD apresentou forte correlação negativa com CO₂aq ($r^2 = -0,86$), indicando que as águas residuárias de origem doméstica e industrial aumentaram nesse período,

umentando a decomposição da matéria orgânica e diminuindo o pH (pH vs OD; $r^2 = 0,82$; tabela 3). Além disso, a UAO se correlacionou positivamente com o excesso de CO_2aq ($r^2 = 0,85$; tabela 3). Esses resultados indicam que a carga orgânica que entra nos lagos LB e LAP tem um impacto significativo nos processos microbianos associados ao ciclo do carbono.

Geralmente, um ecossistema aquático passa por fases de produção de líquido de matéria orgânica, quando a produção ultrapassa a mineralização e fases de respiração de líquido, quando ocorre o contrário. Assim, esses sistemas podem apresentar alterações em outros parâmetros do sistema carbonático como AT, CID e HCO_3^- ao longo do ciclo anual.

AT e CID apresentaram baixa correlação entre eles ($r^2 = 0,5$). Os processos que particionam CO_2aq , pCO_2 e CID dissolvidos em ambientes fluviais são complexos e influenciados por uma combinação de fontes e processos naturais, como os tipos de rocha e solo da bacia hidrográfica, interação água-atmosfera e reações de oxidação / redução de insumos antropogênicos (ARAÚJO et. al., 2013; MORTATTI et. al., 2006). Ao analisar o tipo de rocha / solo influenciou o teor de CO_2 da água, não foi observada correlação entre chuva / escoamento fluvial e pCO_2 / HCO_3^- ($r^2 = 0,01$ e $r^2 = 0,2$, respectivamente), sugerindo que os processos de transporte via escoamento fluvial não são os principais fatores responsáveis pelas altas concentrações de CO_2aq encontradas nos lagos estudados.

A distribuição média dos principais compostos do CID foram: $\text{HCO}_3^- = 45,2\%$; $\text{CO}_3^{2-} = 0,01\%$ e $\text{CO}_2\text{aq} = 54,7\%$. Destes 3 compostos, o CO_2aq foi o parâmetro que apresentou o maior coeficiente de variação - CV (CV = 0,71) e influenciou diretamente as variações nas concentrações de CID e AT. De acordo com Niel et. al. (1998) e Araújo et. al. (2013), sob condições de altos valores de CO_2aq , que resultam da respiração bacteriana, o ácido carbônico é produzido e diminui o pH da água do rio. Se as características do corpo d'água são tais que a concentração de CO_2 no meio aquoso está próxima do equilíbrio com o CO_2 atmosférico, fortes correlações entre alcalinidade, pCO_2 e pH seriam esperados. No entanto, o conjunto complexo de processos que levam à produção ou consumo de CO_2aq e à produção ou remoção de ácido carbônico (HCO_3^-) impede o estabelecimento de uma correlação entre alcalinidade, pH e pCO_2 ($r^2 = 0,42$ em AT vs pCO_2 e $r^2 = 0,14$ AT vs pH, respectivamente).

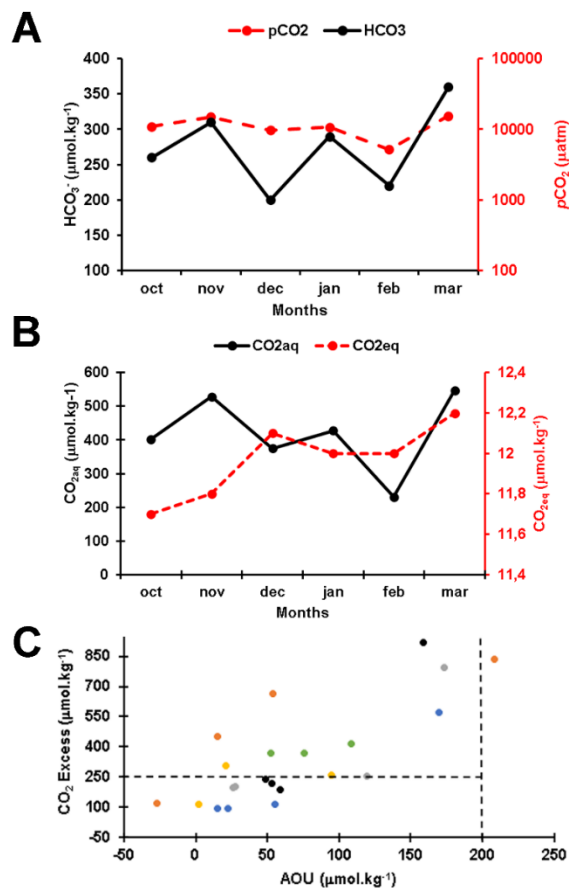
Semelhante ao CO_2aq , o pCO_2 apresentou um alto CV (CV = 0,6), indicando fortes variações ao longo do período estudado, e uma baixa capacidade tampão do sistema, provavelmente devido ao impacto antrópico adjacente aos lagos. Bahia et. al. (2004) indicaram que as variações na condutividade detectadas foram melhor correlacionadas com as variações

litológicas do que com o lixiviado, oriundo do antigo lixão do Aurá.

Esses altos valores de $p\text{CO}_2$ são maiores do que aqueles relatados em outros lagos amazônicos (média = $7.956 \mu\text{atm}$; intervalo = $3.033\text{--}11.346 \mu\text{atm}$) (PINHO et. al, 2015).

Os lagos amazônicos apresentados neste trabalho, foram caracterizados por uma prevalência de supersaturação de CO_2 , consistente com as tendências gerais relatadas anteriormente para lagos globais (RAYMOND et. al., 2013; COLE et. al., 2007) (Figura 10A).

Figura 10. Variação temporal (meses) de: (A) HCO_3^- (eixo preto) e $p\text{CO}_2$ (eixo vermelho); (B) CO_2aq (eixo vermelho) e CO_2eq (eixo preto) e taxa de (C) excesso de CO_2 vs UAO durante 2018 e 2019 nos lagos LB e LAP.



Os níveis muito altos de $p\text{CO}_2$ observados aqui, com uma média de $11.207 \pm 6.200 \mu\text{atm}$ para as águas dos lagos da Amazônia, são consistentes com aqueles relatados anteriormente para os lagos da planície de inundação da Amazônia ($3000\text{--}4898 \mu\text{atm}$; RUDORFF et. al., 2012), lagos do Pantanal e pântanos ($2732\text{--}10\ 620 \mu\text{atm}$; HAMILTON et. al., 1995) e lagos costeiros ($768\text{--}9866 \mu\text{atm}$; KOSTEN et. al., 2010; $361\text{--}20.037 \mu\text{atm}$; MAROTTA et. al., 2010) e para valores globais de lagos tropicais ($1255\text{--}35.278 \mu\text{atm}$; MAROTTA et. al. ., 2009), reservatórios ($1.840 \mu\text{atm}$; AUFDENKAMPE et. al., 2011) e zonas húmidas ($3.080\text{--}6.170$

μatm ; AUFDENKAMPE et. al., 2011).

De acordo com os valores de pCO_2 e altas concentrações de CO_2aq nos lagos LB e LAP, podemos indicar que esses sistemas são fontes de CO_2 para a atmosfera ao longo do ciclo anual (Figura 10B). Os processos biológicos associados ao sistema carbonático indicam que os processos respiratórios prevalecem sobre os processos produtivos (Respiração > Produção) tornando o sistema heterotrófico.

A alta carga orgânica incluída nesses sistemas pode estar associada ao acúmulo de matéria orgânica no fundo dos lagos. Além disso, é possível que as concentrações mais significativas de matéria orgânica nos sistemas estudados sejam de origem natural e antrópica.

Níveis significativos de matéria orgânica em ambientes de baixa energia são comuns, com predomínio de sedimentos finos, por se tratarem de locais típicos de sedimentação. De certa forma, a baixa energia nesses ambientes causa o acúmulo de grandes quantidades de matéria orgânica e partículas finas no ambiente sedimentar. A quantidade de carbono e matéria orgânica nos sedimentos depende de dois fatores principais: deposição e decomposição. A deposição está diretamente associada à produção biológica, porém é limitada por aspectos geomorfológicos, como: profundidade, hidrodinâmica local e diâmetro de partícula, entre outros. A decomposição, por outro lado, depende do teor de oxigênio dissolvido disponível, da presença de organismos em decomposição e da natureza do material inorgânico.

Todas as estações deste estudo apresentaram excesso de CO_2 quando comparado ao CO_2 em equilíbrio nos corpos d'água. Por outro lado, o OD observado apresentou baixas concentrações em 38% das amostras ($< 5 \text{ mg.L}^{-1}$) e consequentemente valores de UAO positivos. De acordo com a figura 10C, para valores estimados de UAO positivos em 98,5% das amostras coletadas, indicando processos heterotróficos (respiração) em sistemas aquáticos. As águas aeróbias são caracterizadas por concentrações excessivas de CO_2 e UAO abaixo de 250 e 200 mmol, respectivamente, enquanto as águas anaeróbias apresentam valores mais elevados. Anoxia corresponde a um UAO de $\sim 250 \text{ mM}$. A Figura 10C indicou que, em maior medida, a matéria orgânica dos sistemas estudados está sendo decomposta em condições anaeróbias.

Os resultados obtidos nessas campanhas indicaram que processos heterotróficos dominam os lagos. Para a matéria orgânica associada, as vias naturais e antrópicas parecem ser os principais fatores que induzem essas fortes oscilações de CO_2aq e OD dissolvidos.

Este estudo permitiu caracterizar os parâmetros associados ao sistema carbonático de dois lagos tropicais da região amazônica. Os valores obtidos de CO₂aq, OD e pCO₂ mostraram que esses sistemas apresentam altos índices de poluição associados a processos naturais (sedimentação / circulação na coluna d'água) e antrópicos (contribuições de matéria orgânica por meio de fontes pontuais).

REFERÊNCIAS

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Edition, American Public Health Association (APHA)**, American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington DC, 1992.

ARAÚJO, M.; NORIEGA, C. D.; VELEDA & LEFEVRE, N. **Nutrient Input and CO₂ Flux of a Tropical Coastal Fluvial System with High Population Density in the Northeast Region of Brazil.** *Journal of Water Resource and Protection* 5:362-375. <doi:10.4236/jwarp.2013.53A037> 2013.

BENSON, B. B. AND KRAUSE, Jr. D. **The concentration and isotopic fractionation of oxygen dissolved in freshwater and seawater in equilibrium with the atmosphere.** Department of Physics, Amherst College, Amherst, Massachusetts 01002, *Limnol. Oceanogr.*, 29 (3), 620-632p, 1984.

CONAMA. 2005. Resolução 357 - **Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento**, 27 pp. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasil.

GARCIA, H.E. AND GORDON, L. I. **Oxygen solubility in seawater: better fitting equations.** *Limnology and Oceanography* 37: 1307-1312, 1992.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M. & KOROLEFF, K. **Methods of seawater analysis**, 419pp. Wiley-Verlag, Weinheim, Germany, 1983.

LEWIS, E. & WALLACE, DWR. **Program Developed for CO₂ System Calculations.** ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee. doi: 10.3334/CDIAC/otg.CO2SYS_DOS_CDIA105, 1998.

MILLERO, F. J.; GRAHAM, T. B.; HUANG, F.; BUSTOS-SERRANO, H. & PIERROT, D.; **Dissociation constants of carbonic acid in seawater as a function of salinity and temperature.** *Marine Chemistry* 100: 80–94. <doi:10.1016/j.marchem.2005.12.001> 2006.

MILLERO, F. AND SCBREIBER, D. R. **The effect of pressure on the thermodynamic properties of seawater.** *Journal of Marine Research*, 41, 323-326p, 1983.

NEAL, C.; HOUSE, W.; JARVIE, H. & EATHERALL, A. **The Significance of Dissolved Carbon Dioxide in Major Lowland Rivers Entering the North Sea.** *Science of the Total*

Environment 210-211: 187-203. <doi:10.1016/S0048-9697(98)00012-6> 1998.

Noriega C & M Araujo. 2014. **Carbon dioxide emissions from estuaries of northern and northeastern Brazil**. Scientific Reports 4:6164. <doi: 10.1038/srep06164>.

Noriega C, M Araujo, N Lefèvre, M Flores Montes, F Gaspar & D Veleza. 2014. **Spatial and temporal variability of CO₂ fluxes in tropical estuarine systems near areas of high population density in Brazil**. Regional Environmental Change. <doi: 10.1007/s10113-014-0671-3>.

RAYMOND, P. A.; ZAPPA, C. J.; BUTMAN, D.; BOTT, T. L.; POTTER, C.; MULHOLLAND, P.; LAURSEN, A. E.; MCDOWELL, W. H. AND NEWBOLD, D. **Scaling the gas transfer velocity and hydraulic geometry in streams and small rivers**. Limnology and Oceanography: Fluids and Environments 2:41-53p, 2012.

SODRÉ, S. do S. V. **Hidroquímica dos lagos Bolonha e Água Preta, mananciais de Belém-Pará**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Museu Paraense Emílio Goeldi, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Belém, 2007.

STRICKLAND, J.D.H. AND PARSONS, T.R. **A Practical Hand Book of Seawater Analysis**. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 157, 2nd Edition, 310 p, 1972.

VASCONCELOS, V. D. M. M.; SOUZA, C. F. **Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil**. Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science. v. 6. 2011.

ZHAI, P.; ZHANG, X.; WAN, H. AND PAN, X. **Trends in Total Precipitation and Frequency of Daily Precipitation Extremes over China**. Editorial. View More. Print Publication: 01 Apr 2005. DOI: <https://doi.org/10.1175/JCLI-3318.1>. Page(s): 1096–1108, 2005.

WEISS, R. F. & PRICE, B. A. **Nitrous oxide solubility in water and seawater**. Marine Chemistry 8: 347–359. <doi:10.1016/0304-4203(80)90024-9> 1980.

CONCLUSÃO

O Sistema de Abastecimento de Água da RMB, através do Sistema de Captação do Rio Guamá, Lago Bolonha e Lago Água Preta, foi estudado abordando as concentrações de carbono inorgânico dissolvido nos sistemas de carbonatos e bicarbonatos, relacionando com as variáveis abióticas obtidas nas amostras coletadas desses Lagos. Como resultado foram obtidas e determinadas análises temporais e espaciais para qualidade da água desses lagos, e assim

proporcionar a RMB uma melhoria na qualidade da água que abastece a mesma.

As análises espaciais e temporais de carbono estudadas, teve como resultado diferenças significativas espaciais dos compostos do carbono, principalmente no excesso de CO_2 identificado nos Lagos, demonstrando que houve alteração nos compostos químicos da água.

Nesse estudo, conclui-se que os Lagos Bolonha e Água Preta possuem forte pressão antrópica, apresentando alta carga orgânica nos lagos; identificada através dos resultados obtidos de $\text{CO}_{2\text{aq}}$ (CO_2 dissolvido), OD (oxigênio dissolvido) e pCO_2 (pressão parcial de CO_2).