



**Universidade Federal do Oeste do Pará
Pró-reitora de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação Tecnológica
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas
Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos**

**ASPECTOS DE QUALIDADE, BALNEABILIDADE E TROFIA DAS
ÁGUAS DE PRAIAS DA MARGEM DIREITA DO BAIXO RIO
TAPAJÓS**

EDVALDO JUNIOR DE SOUZA LEMOS

**Santarém-PA
Maio - 2019**

EDVALDO JUNIOR DE SOUZA LEMOS

**ASPECTOS DE QUALIDADE, BALNEABILIDADE E TROFIA DAS
ÁGUAS DE PRAIAS DA MARGEM DIREITA DO BAIXO RIO
TAPAJÓS**

ORIENTADOR: DR. JOSE REINALDO PACHECO PELEJA

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos pela Universidade Federal do Oeste do Pará.

**Santarém-PA
Maio – 2019**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP) Sistema
Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA**

- L557a Lemos, Edvaldo Junior de Souza
Aspectos de qualidade, balneabilidade e trofia das águas de praias da margem direita do Baixo Rio Tapajós./ Edvaldo Junior de Souza Lemos. – Santarém, 2019.
56 p. : il.
Inclui bibliografias.
- Orientador: José Reinaldo Pacheco Peleja
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos.
1. Balneabilidade. 2. Qualidade da água. 3. Índice de qualidade da água. I. Peleja, José Reinaldo Pacheco de, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 628.168098115

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por tamanha misericórdia, pela Sua direção sem a qual não estaria aqui hoje, por ter me dado forças para passar pelos momentos mais difíceis sem perder a fé, a esperança e o amor e por me proporcionar à realização de um sonho, através de Sua maravilhosa Graça.

A minha esposa, Priscila, por me acompanhar em todos os momentos com amor, dedicação e compreensão.

Aos meus pais, Edvaldo e Judith, pela dedicação, pelo amor e empenho na minha criação e na de meus irmãos. Obrigado pela base familiar, educacional e religiosa que me proporcionaram.

Aos meus queridos irmãos, pelo exemplo e apoio de sempre.

Ao meu orientador e companheiro de trabalho, Prof. José Reinaldo Pacheco Peleja, por todo profissionalismo e confiança. Obrigado por contribuir com meu crescimento pessoal e profissional.

A Prof^a. Ynglea Georgina de Freitas Goch, pelos ensinamentos e conhecimentos repassados que contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

A minha colega de trabalho, Flávia Carvalho, pelo auxílio tanto nas coletas em campo, como nas análises laboratoriais. Seu apoio foi fundamental.

Aos meus amigos, Tiago, Samira e Rívolo, pelas contribuições em diversos momentos na realização deste trabalho.

A todos os bolsistas e monitores do laboratório, pelo apoio e auxílio nas tarefas laboratoriais e que também contribuíram para o desenvolvimento deste estudo.

A Prefeitura Municipal de Santarém pelo apoio financeiro.

A universidade Federal do Oeste do Pará, através do Laboratório de Biologia Ambiental, pelo apoio logístico de infraestrutura para realização desta pesquisa.

RESUMO

O Rio Tapajós é um importante rio de águas claras da Bacia Hidrográfica Amazônica. Por apresentar grande disponibilidade hídrica com águas transparentes margeadas por areias brancas tornou-se atrativo para diversas atividades, dentre outras, abastecimento de água e recreação e lazer. A degradação da qualidade ambiental, ocasionado principalmente por fatores antrópicos, causa impacto imediato aos cursos d'águas. Nesse contexto, monitorar os recursos hídricos é de fundamental importância para a manutenção da qualidade da água e para o bem-estar humano. Dessa forma, este trabalho tem como objetivo avaliar as condições de qualidade das águas das praias da margem direita do baixo rio Tapajós, quanto aos aspectos balnear, de trofia e de padrões de águas superficiais, no município de Santarém/PA. Para isso, amostraram-se as seguintes praias: Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedras, Pajuçara e Maracanã. E realizadas análises em campo e laboratoriais dos conjuntos de parâmetros fundamentais que compõe as condições de balneabilidade das praias e ao Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET). Foram realizadas quatro campanhas de monitoramento em duas fases da hidrógrafa fluvial: águas baixas (dezembro de 2015 e janeiro de 2017) e águas altas (maio de 2016 e maio de 2018). Os resultados demonstraram que as condições balneabilidade estão em situação de conformidade própria, exceto a praia do Maracanã que apresentou condição imprópria nos anos de 2015 e 2018. Para os índices avaliados, os resultados do IQA e do IET apontam que as praias investigadas apresentam boa qualidade e baixo potencial de eutrofização. Estes resultados expressam que o rio Tapajós, no trecho avaliado, apresenta boas condições ambientais, como áreas de florestas marginais relativamente conservadas, elevada disponibilidade hídrica e capacidade de depuração de substâncias, mesmo no período de águas baixas.

Palavras-chave: Balneabilidade, Qualidade da Água, Índice de Qualidade da Água, Índice de Estado Trófico.

ABSTRACT

Tapajos river is an important river of clear water from Amazon Hydrographic basin. Due to it presents high-water availability with transparent water bordered by white sand, the river has become attractive for several activities, such as, among others water supply, recreation and leisure. The environmental quality degradation, caused mainly by anthropic factors, causes immediate impact to the water courses. In this context, monitoring the water resources is in fundamental importance to the maintenance of the water quality and to the human well-being. In this manner, this study aims to evaluate the water quality conditions of the beaches on the right bank from lower Tapajos River, in terms of bathing, trophy and superficial water pattern, in the municipality of Santarem – Pará. For this purpose, the following beaches were sampled along the right bank of the Tapajos River: Mureta, Cajueiro, Ponta de Pedras, Pajuçara and Maracanã. Then, it was done field and laboratory analyses from the fundamental parameter sets that compose the bathing conditions of the beaches and the WQI (Water Quality Index) and the TSI (Trophic State Index). Four monitoring campaigns were carried out in two phases of the fluvial hydrograph: low water (December 2015 and January 2017) and high water (May 2016 and May 2018). The results showed that the bathing conditions as in proper compliance situation, except in Maracanã beach that presented an improper condition in the year of 2015 and 2018. For the indices assessed, the WQI and the TSI results show that the beaches investigated have good quality and low eutrophication potential. These results indicate that Tapajos River, in the assessed section, presents good environmental conditions, such as relatively conserved marginal forest areas, high water availability and capacity of purify substances even in low season.

Key-words: Bathing, Water Quality, Water Quality Index, Trophic State Index

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
1.1 Qualidade da água	9
1.2 Balneabilidade das praias	10
1.3 Índices de Qualidade da Água e de Estado Trófico.....	11
2. OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo Geral	13
2.2 Objetivos Específicos	13
3. CAPÍTULO I: CONDIÇÕES DE BALNEABILIDADE DAS PRAIAS DA MARGEM DIREITA DO BAIXO RIO TAPAJÓS, AMAZÔNIA, BRASIL.....	14
3.1 INTRODUÇÃO.....	16
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	18
3.2.1 Área de Estudo	18
3.2.2 Delineamento Experimental e Análise Estatística.....	20
3.2.3 Caracterização Fisiográfica dos Balneários.....	21
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
3.3.1 Enquadramento das Condições de Balneabilidade das Praias.....	22
3.3.2 Dinâmica Espaço-temporal das Densidades de Coliformes Termotolerantes e pH	23
3.4 CONCLUSÃO.....	27
3.5 AGRADECIMENTOS	28
3.6 REFERÊNCIAS	28
4. CAPÍTULO I I: ÍNDICES DE TROFIA E QUALIDADE DA ÁGUA DE PRAIAS BALNEÁRIAS NO BAIXO RIO TAPAJÓS, AMAZÔNIA, BRASIL.	31
4.1 INTRODUÇÃO.....	33
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	34
4.2.1 Caracterização da Área de Estudo	34
4.2.2 Índice de Qualidade da Água e Índice de Estado Trófico	37
4.2.3 Análise Estatística	39
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.3.1 Índice de Qualidade da Água – IQA	39
4.3.1.1 Dinâmica espacial.....	39
4.3.1.2 Dinâmica quanto ao regime fluvial e pluvial.....	44
4.3.2 Índice de Estado Trófico - IET	46
4.4 CONCLUSÃO.....	48
4.5 AGRADECIMENTOS	49
4.6 REFERÊNCIAS	49
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	53
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Pontos de coleta com descrição básica e localização geográfica.	19
Tabela 2. Classificação anual das condições de balneabilidade das praias.	22
Tabela 3. Matriz de correlação do pH e coliformes termotolerantes com a cota fluvial e taxas de precipitação.	27
Tabela 4. Locais de coleta com descrição básica e localização geográfica.	36
Tabela 5. Variáveis analisadas e discriminação do método analítico.	37
Tabela 6. Média (Med.) e desvio padrão (DP) das variáveis analisadas nas águas das praias do rio Tapajós nas duas fases da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós.	39
Tabela 7. Valores médios (\pm desvio padrão) e classificação qualitativa dos IQAs das praias por fase da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós.	40
Tabela 8. Matriz de correlação do IQA com as taxas de precipitação e cota fluvial.	45
Tabela 9. Média (Med.) e desvio padrão (DP) dos parâmetros analisados e dos IETs do fósforo e clorofila a e IET geral, nos dois períodos do hidrograma fluvial.	47

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa geral com a localização das praias.	18
Figura 2. Dinâmicas das densidades de coliformes termotolerantes por praia e fase da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós	24
Figura 3. Dinâmica do pH por praia e período da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós.	26
Figura 4. Mapa geral com a localização dos balneários/praias investigadas.....	35
Figura 5. Índices de Qualidade da Água por praia do rio Tapajós.	41
Figura 6. Valores médios dos parâmetros condutividade elétrica e turbidez por praia na fase de águas baixas de 2015.	43
Figura 7. Variação dos IQAs por fase da hidrógrafa fluvial.	45

1. INTRODUÇÃO

1.1 Qualidade da água

A água pode apresentar alteração de qualidade dependendo do local e das condições de sua origem. O provimento de água doce de boa qualidade é fundamental para o desenvolvimento econômico, para o bem-estar humano e para a sustentabilidade dos ciclos de nutrientes no planeta (Tundisi, 2003).

Compreendida como elemento essencial à vida humana, animal e vegetal, a água, pode apresentar mudanças com relação às suas propriedades físico-químicas ao sofrer influência das atividades antrópicas, alterando suas condições naturais e gerando desequilíbrios ambientais. A utilização cada vez mais intensa tem provocado, além dos problemas de qualidade, a diminuição do recurso, afetando a população e a sanidade ambiental como um todo (Von Sperling, 1996; Philippi Jr., 2005).

O monitoramento de padrões de qualidade da água é um importante instrumento para administrar o recurso hídrico, uma vez que permite aumentar sua capacidade prognóstica, auxiliando no gerenciamento das tomadas de decisões que prevêm situações de riscos (Tundisi, 2000). Tal monitoramento permite também classificar os corpos d'águas de acordo com suas propriedades e qualidades para o uso proposto, bem como acompanhar a variação dessas propriedades ao longo do tempo.

No Brasil a classificação de enquadramento dos corpos d'água está preconizada na Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 (Brasil, 2005), do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Além desta, a Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 do CONAMA, estabelece as condições e os padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água receptores (Brasil, 2011).

Com a finalidade de enquadrar o corpo d'água que se deseja classificar, a Resolução CONAMA 357/2005, estabelece uma série de parâmetros que precisam ser analisados e comparados com padrões de qualidade estabelecidos pela resolução. Estes parâmetros possuem suas particularidades e nos permitem caracterizar aspectos relevantes da qualidade da água.

1.2 Balneabilidade das praias

O aproveitamento dos recursos hídricos como prática de atividade de lazer sempre fez parte da cultura humana, principalmente nos países com abundância neste recurso e de clima favorável. Estas condições tornam propícias as práticas de recreação que envolvam o contato primário com as águas do mar, rios, cachoeiras, represas e lagos (Lopes, 2012).

Para o uso recreacional das águas, são necessárias algumas condições específicas de qualidade, ou seja, que sejam atendidos os critérios de balneabilidade. Tais critérios são estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 274, de 29 de novembro de 2000 (Brasil, 2000). A publicação desta resolução proporcionou uma atualização dos critérios para classificação das condições de balneabilidade no Brasil, na medida em que promoveu a substituição dos coliformes totais pela *Escherichia coli* para a classificação das águas doces. Já para as águas marinhas os *Enterococcus* foram estabelecidos como indicadores.

Segundo Lopes *et al.* (2013), a degradação dos ambientes aquáticos é acompanhada pelo aumento do turismo em balneários brasileiros, proporcionando benefícios financeiros às comunidades envolvidas, através da geração de emprego e renda via esta atividade. Porém, diversos balneários considerados cartões postais brasileiros têm perdido seu potencial turístico em função de águas com padrões de qualidade incompatíveis com os requeridos pela sociedade e em desacordo com os critérios estabelecidos pela Resolução 274/2000.

Para Von Sperling (2003), apesar da crescente demanda pelo uso recreacional de ambientes aquáticos, nota-se no Brasil, uma carência de estudos e programas de monitoramento que avaliem as condições de balneabilidade, especificamente, em balneários de águas doces. O governo e as agências locais de saúde e ambiente têm a responsabilidade primária de detecção e investigação de possíveis alterações na qualidade das águas dos balneários, porém torna-se necessário um programa de monitoramento para acompanhamento da referida qualidade.

A maioria dos estudos relacionados às condições de balneabilidade em balneários brasileiros concentra-se na região litorânea do país. Estes estudos são principalmente de caráter técnico realizados pelos órgãos ambientais de alguns estados, como o de Pernambuco através da Companhia Pernambucana do Meio Ambiente – CPRH e o do Rio Grande do Sul por meio da Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Em águas doces, a avaliação dos aspectos da qualidade das águas para fins de contato primário ainda é escassa.

Neste contexto, segundo Martins (2012) os estados identificados com programas de monitoramento de balneabilidade de água doce são: Mato Grosso, Sergipe, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, o que demonstra uma grande lacuna para balneários de águas doces no Brasil.

Na região norte do país ainda são raros os estudos referente às condições de balneabilidade das praias, porém vem sendo realizados por alguns autores, tais como Queiroz e Rubim (2016), na cidade de Manaus/AM e por Rodrigues *et al.* (2016) nas praias da ilha de Mosqueiro em Belém/Pa. No estado do Pará, a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMMA) da capital Belém, vem monitorando mais recentemente a balneabilidade das principais praias de Mosqueiro, Icoaraci, Outeiro e Cotijuba (Prefeitura de Belém, 2019). Na região Oeste do Pará, por meio da Prefeitura Municipal de Santarém foram realizados os primeiros estudos de monitoramento a partir de 2015 abrangendo as principais praias do município associadas ao Rio Tapajós, tais estudos possuíram enfoque técnico com emissão de boletins de monitoramento, porém não de pesquisa científica, este último proposto pelo presente trabalho.

De acordo com a PARATUR (2009) o Pólo Tapajós, que tem Santarém como principal município, possui uma potencialidade natural rica em atrativos e produtos naturais exóticos e singulares identificados e distribuídos em suas praias fluviais, igarapés, lagos, furos, cachoeiras, unidades de conservação dentre outros. E dentre estes atrativos do Pólo Tapajós estão listados os balneários monitorados no presente estudo.

Desta forma, o estudo de monitoramento das condições de balneabilidade contribuirá com o poder público e a sociedade em geral, gerando informações que possam auxiliar na tomada de decisões que permitam equilibrar os usos múltiplos, garantindo à população local e a seus visitantes uma utilização segura das praias para a recreação de contato primário.

1.3 Índices de Qualidade da Água e de Estado Trófico

Os índices e indicadores ambientais surgiram como resultado da crescente preocupação da sociedade com os aspectos ambientais do desenvolvimento, processo que possui elevado grau de complexidade. Estes indicadores tornaram-se de grande importância no âmbito das políticas públicas, principalmente referente ao processo de tomada de decisão sobre o gerenciamento dos recursos hídricos (CETESB, 2013).

Tem-se utilizado estes índices de modo a servir de informação básica sobre as condições de qualidade da água para o público em geral, por refletir através de um índice único global, a qualidade das águas em um determinado ponto de monitoramento. Tais índices retratam condições que variam de “muito ruim” a “excelente” ou permitindo inferir sobre alguns aspectos específicos sobre o recurso hídrico, como a toxicidade, estado trófico, dentre outros (Von Sperling, 2014).

As principais vantagens dos índices são a facilidade de apresentar a informação ao público e o fato de apresentar uma média de diversas variáveis em um único ponto. Por outro lado, sua principal desvantagem consiste na perda de informações das variáveis individuais e na sua interação, ou seja, os índices não devem substituir a avaliação individualizada de cada um de seus componentes paramétricos (CETESB, 2013).

Existem vários índices que foram desenvolvidos por diversos órgãos e com objetivos diferentes, dentre outros estão o índice de qualidade da água (IQA), índice de toxicidade (IT), o índice de estado trófico (IET) e índice de diversidade das espécies (Von Sperling, 2014). Os índices que foram considerados neste estudo são o IQA e o IET.

Devido à crescente urbanização e industrialização das cidades da maioria dos países em desenvolvimento, como o Brasil, a maior parte do esgoto bruto é lançado sem nenhum tratamento prévio nos cursos de água, esse grande aporte de matéria orgânica e poluentes tem sido relatado como o principal responsável pela eutrofização de uma diversidade de ambientes aquáticos, gerando preocupação pelo alto nível de poluição e contaminação em que se encontram os recursos hídricos (Tundisi, 2003).

O processo de eutrofização consiste no aporte de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que elevam a concentração de nutrientes nos sistemas aquáticos, aumentando sua produção primária. A eutrofização pode ocorrer por processo natural, quando os nutrientes são liberados por componentes da área de drenagem, enquanto que o processo artificial envolve a entrada de nutrientes externos, através de atividades antrópicas de variadas origens: esgotos domésticos, efluentes industriais, fertilizantes e insumos em atividades agrícolas (Esteves e Meirelles Pereira, 2011).

Na avaliação da qualidade da água e grau de eutrofização de um corpo hídrico são utilizados o Índice de Qualidade da Água (IQA), que converte informações de diversas variáveis em um único valor numérico possibilitando o seu enquadramento em classes ou categorias de qualidade (Von Sperling, 2014) e o Índice de Estado Trófico (IET), que avalia a

qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes, classificando em diferentes graus de trofia (CETESB, 2013).

Neste contexto, a degradação dos ambientes aquáticos ocasionada principalmente pelo lançamento de esgoto doméstico e pelo uso e ocupação do solo vem contribuindo para o desequilíbrio ambiental nos corpos hídricos, o que poderia impossibilitar o uso da água para diversos fins, como abastecimento, recreação de contato primário, dentre outros, provocando prejuízos sociais e econômicos, como a diminuição do potencial turístico da região. Daí a importância de estudos de monitoramento de qualidade da água que possam inferir sobre as condições de qualidade dos recursos aquáticos gerando informações que sirvam de instrumentos a população e ao poder público.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar as condições de qualidade das águas das praias da margem direita do baixo rio Tapajós, quanto aos aspectos balnear, de trofia e de padrões de águas superficiais, no município de Santarém.

2.2 Objetivos Específicos

Avaliar e comparar as condições de balneabilidade das praias Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedra, Pajuçara e Maracanã, frente às classes de qualidade estabelecidas pela Resolução CONAMA 274/2000.

Avaliar os índices de qualidade da água (IQAs) e de estado trófico (IET) nas diferentes praias relacionando com a urbanização e uso e ocupação do solo, em duas fases da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós (águas altas e águas baixas).

Correlacionar as taxas de precipitação pluviométrica com as condições de balneabilidade, com os IQAs e com os IETs sobre as condições de qualidade nas diferentes praias em dois períodos anuais.

3. CAPÍTULO I:

CONDIÇÕES DE BALNEABILIDADE DAS PRAIAS DA MARGEM DIREITA DO BAIXO RIO TAPAJÓS, AMAZÔNIA, BRASIL.

Lemos, E. J. S.; Peleja, J. R. P. Condições de Balneabilidade das Praias da Margem Direita do Baixo Rio Tapajós, Amazônia, Brasil. Manuscrito formatado para *Revista Ambiente e Água*.

Condições de Balneabilidade das Praias da Margem Direita do Baixo Rio Tapajós, Amazônia, Brasil.

RESUMO

Na região Amazônica os estudos sobre condições de balneabilidade em praias de água doce ainda são insipientes. Todavia, no estado do Pará, algumas ações de monitoramento estão sendo tomadas por órgãos ambientais na capital Belém e no município de Santarém. Desta forma, este trabalho visa gerar base científica quanto à dinâmica das condições de qualidade da água balnear, considerando a influência de características geográficas, e as marcantes variações das taxas de precipitação pluviométrica e do regime fluvial no baixo rio Tapajós. Para isso, amostraram-se ao longo da orla fluvial direita do Rio Tapajós as seguintes praias: Muretá, Cajueiro (Alter do Chão), Ponta de Pedras, Pajuçara e Maracanã. Foram realizadas quatro campanhas de monitoramento em duas fases da hidrógrafa fluvial: águas baixas (dezembro de 2015 e janeiro de 2017) e águas altas (maio de 2016 e maio de 2018). Os resultados demonstraram que as condições de qualidade da água para a balneabilidade estão em situação de conformidade própria, exceto a praia do Maracanã que apresentou condição imprópria nos anos de 2015 e 2018. A variação do regime fluvial do rio Tapajós não foi determinante no comprometimento das condições de balneabilidade. Todavia, as taxas de precipitação se correlacionaram de forma discreta com as densidades de coliformes termotolerantes, não comprometendo a situação de conformidade e nem a resiliência do rio, que se estabelece imediatamente após 24 horas subsequentes aos últimos eventos de precipitação.

Palavras-Chave: Água balnear, Qualidade da água, Coliformes termotolerantes.

3.1 INTRODUÇÃO

O aproveitamento dos recursos hídricos como prática de atividade de lazer sempre fez parte da cultura humana, principalmente nos países com abundância neste recurso e de clima favorável. Estas condições tornam propícias as práticas de recreação que envolvam o contato primário com as águas do mar, rios, cachoeiras, represas e lagos (Lopes, 2012).

No Brasil o uso recreacional das águas exige algumas condições específicas de qualidade e que atendam aos critérios de balneabilidade estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA N° 274, de 29 de novembro de 2000 (Brasil, 2000).

O termo balneabilidade corresponde à qualidade das águas destinadas à recreação de contato primário, sendo esta entendida como um contato direto e prolongado com a água, em que a possibilidade de ingerir quantidades apreciáveis de água é elevada. São exemplos deste tipo de atividade o mergulho, a natação e o esqui aquático (Brasil, 2000).

A balneabilidade tem como objetivo principal avaliar o risco potencial de se contrair doenças infectocontagiosas através do uso do ambiente aquático durante a recreação. Segundo a Resolução CONAMA 274/2000, as águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade terão sua condição avaliada nas *categorias própria e imprópria*. Para tanto, as águas dos balneários devem ser enquadradas em categorias de qualidade, avaliando-se principalmente o indicador microbiológico Coliformes fecais (termotolerantes), *Eschechia coli* e *Enterococcus*. Sendo que os padrões referentes aos *Enterococcus* aplicam-se, somente, às águas marinhas.

O Potencial Hidrogeniônico – pH das águas é um parâmetro químico indicador de qualidade das águas que é de interesse à segurança da atividade recreacional, o referido também é considerado como critério de classificação de balneabilidade em países como o Brasil (Brasil, 2000), Austrália e Canadá, devido ao risco de irritações de olhos e pele, decorrentes da exposição a águas com níveis muito alto de pH. A origem do pH nas águas está associada a fontes naturais, como dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, e a fatores antropogênicos como despejo de esgotos domésticos e industriais (Von Sperling, 2014).

Segundo Lopes et al. (2013), a degradação dos ambientes aquáticos é acompanhada pelo aumento do turismo em balneários brasileiros. Diversos balneários considerados cartões postais brasileiros têm perdido seu potencial turístico em função de águas com padrões de

qualidade incompatíveis com os requeridos pela sociedade e em desacordo com os critérios estabelecidos pela legislação.

Para Von Sperling (2003), apesar da crescente demanda pelo uso recreacional de ambientes aquáticos, nota-se no Brasil, uma carência de estudos e programas de monitoramento que avaliem as condições de balneabilidade, especificamente, em balneários de água doce. A maioria dos estudos relacionados às condições de balneabilidade em balneários brasileiros concentra-se na região litorânea do país, como observado a partir dos trabalhos de Valadão e Araújo (2012), Lima et al. (2016), Costa et al. (2016), Padilha et al. (2017) e Ribeiro et al. (2019). Todavia, Martins (2012) avaliando os estados brasileiros que possuíam programas de monitoramentos de balneabilidade em água doces, identificou apenas os estados de Mato Grosso, Sergipe, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Na região amazônica os estudos sobre condições de balneabilidade em praias de água doce ainda são insipientes. Especificamente no estado do Pará, a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMMA) da capital Belém, iniciou recentemente monitoramento da balneabilidade de suas principais praias (Prefeitura de Belém, 2019), já na região Oeste do estado, a Prefeitura Municipal de Santarém implementou desde o ano de 2015 um programa de monitoramento. Todavia, estas iniciativas são de caráter técnico visando à publicação de boletins de condições de balneabilidade para os usuários em geral.

Em investigação científica sobre perfil de qualidade da água balnear deve-se considerar as características físicas, geográficas e hidrológicas dos rios e de outras águas de superfície existentes na sua bacia de drenagem, que possam ser fonte de poluição (WHO, 2003; Kayet al., 2007). A presença de cursos d'água afluindo diretamente nos rios, a inexistência de sistema de coleta e disposição de efluentes domésticos gerados nas proximidades, aumento da população durante as férias e feriados prolongados e ocorrência de chuvas são características que desempenham um papel decisivo sobre como as águas irão reagir a contaminação (Goldstein, 2011). Na Amazônia a chuva e a significativa flutuação do nível dos canais fluviais ao longo do ano são fenômenos naturais de importância reconhecida que contribuem para alteração de qualidade da água de rios e lagos (Junk, 1997).

Desta forma este trabalho visa gerar base científica quanto à dinâmica das condições de qualidade da água balnear, considerando a influência de características geográficas, e as marcantes variações das taxas de precipitação pluviométrica e do regime fluvial no baixo rio Tapajós.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

O município de Santarém situa-se a uma Latitude de 2°24'52" Sul e Longitude de 54°42'36" Oeste, na região do oeste paraense, na mesorregião do Baixo Amazonas, na microrregião de Santarém e localiza-se na margem direita na foz do Rio Tapajós, na sua confluência com o Rio Amazonas (Santarém, 2008).

A figura 1 apresenta a localização dos pontos de coleta monitorados no presente estudo, evidenciando a localização destes na margem direita do Rio Tapajós, bem como em menor escala a localização destes dentro do estado do Pará.

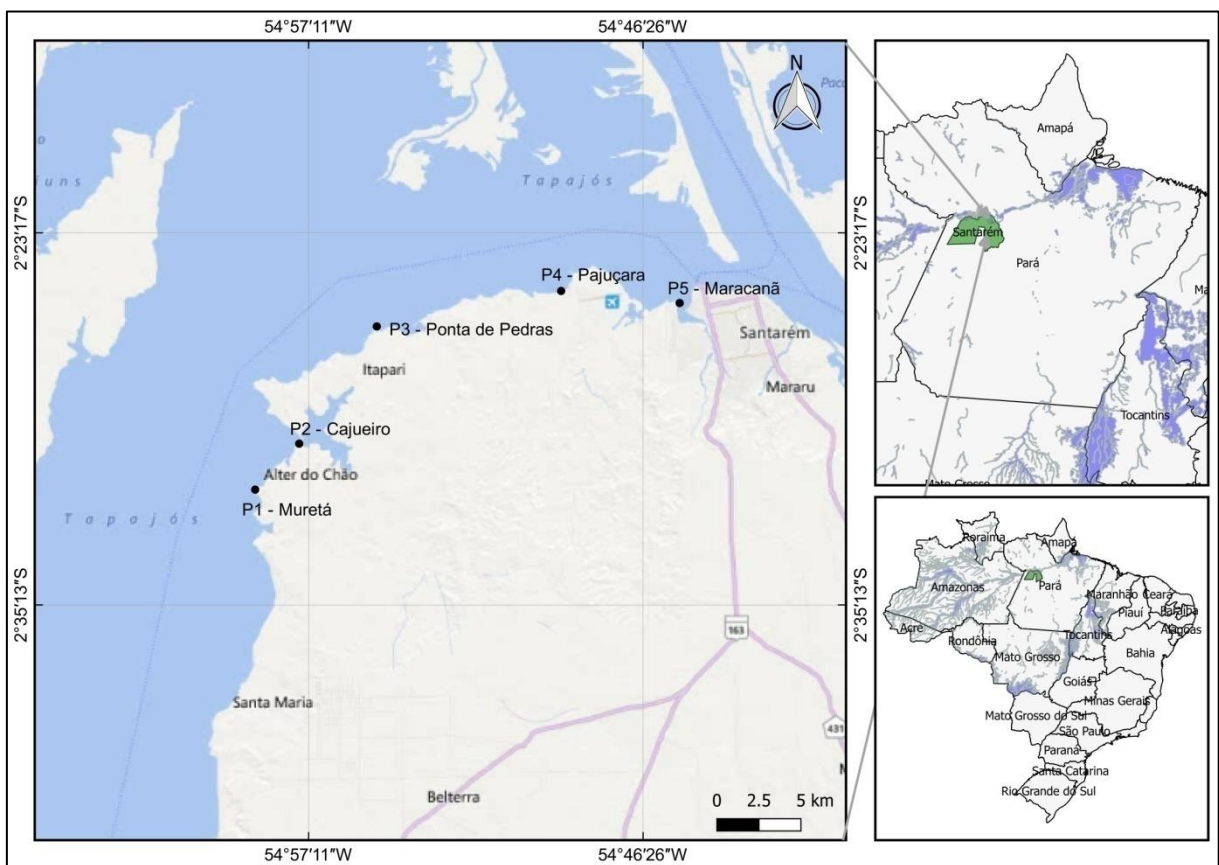


Figura 1. Mapa geral com a localização das praias.

O Rio Tapajós é um dos principais cursos d'água do município de Santarém, muito utilizado como via fluvial de acesso a outros municípios da região. Localizada na região Oeste do Pará, Santarém possui uma área de 22.886,761 Km², com uma população de 294.580 habitantes (IBGE, 2010). O clima da região é do tipo "Am1" segundo a classificação de KÖPPEN. A precipitação total anual é de aproximadamente 3.000 mm (Silva, 2009). A maior

parte desta precipitação ocorre entre os meses de dezembro a maio (De Sousa e Ambrizzi, 2003).

Em todo o período de estudo foram realizadas quatro campanhas de coletas de amostras em duas fases da hidrógrafa fluvial denominadas de águas baixas (dezembro de 2015 e janeiro de 2017) e águas altas (maio de 2016 e maio de 2018). Para isso, amostraram-se ao longo da orla fluvial direita do Rio Tapajós as seguintes praias: Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedras, Pajuçara e Maracanã.

Para cada praia foi amostrado um ponto de coleta (local com maior presença de banhistas) durante cinco semanas consecutivas, conforme preconizado na Resolução CONAMA 274/2000. Assim, foram monitorados cinco pontos ao longo da orla fluvial direita do rio Tapajós perfazendo um total de 25 amostras para cada campanha. Todos os locais de coleta foram georreferenciados com o auxílio de um GPS GARMIN (tabela 1).

Tabela 1. Pontos de coleta com descrição básica e localização geográfica.

Ponto de Coleta	Coordenadas	Características do Local
Muretá	54°58' 53.753 W 2°31' 31.066 S	Local de recreação de poucos banhistas, ausência de instalações e acesso apenas por via fluvial.
Cajueiro	54° 57' 29.012 W 2° 30' 2.657 S	Local de recreação de banhistas + Bares e Comércios de Alimentos.
Ponta de Pedras	54° 54 '59.486 W 2° 26' 16.933 S	Local de recreação de banhistas + Bares e Comércios de Alimentos.
Pajuçara	54° 49' 4.310 W 2° 25' 8.670 S	Local de recreação de banhistas + Bares e Comércios de Alimentos.
Maracanã	54° 45 '15.840 W 2° 25' 31.854 S	Local de recreação de banhistas + Bares e Comércios de Alimentos.

Conforme as orientações da Resolução CONAMA 274/2000, as amostragens foram sempre efetuadas nos locais que apresentaram a isóbata de um metro e próximas aos locais de maior concentração dos banhistas.

O procedimento adotado para a coleta de todas as amostras de água superficial nas praias foi o do tipo simples (coleta pontual em um determinado instante) e manual (equipado com luva cano longo estéril), com acesso ao local de coleta através de entrada direta no corpo d'água, equipado com um macacão impermeável, até que água atingisse a altura da cintura. As amostras de água superficial foram coletadas a cerca de 20 cm abaixo da superfície da água utilizando um frasco de polipropileno âmbar estéril de 250 mL.

Após o procedimento de coleta as amostras foram acondicionadas em caixas isotérmicas com bolsas térmicas com gel e mantidas sob refrigeração até a chegada ao Laboratório de Biologia Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará.

Após a coleta das amostras foram realizadas medições *in situ* dos parâmetros temperatura da água e potencial hidrogeniônico – pH com o auxílio de um analisador multiparâmetro portátil. Para as análises microbiológicas, a técnica utilizada foi a do Método de Filtração em Membrana, a qual permite a determinação simultânea de Coliformes totais, Coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*. A análise de acordo com a técnica de filtração em membrana filtrante permite contagens melhores e mais precisas que o convencional método do número mais provável (NMP), segundo APHA et al. (2012).

Para a precipitação pluviométrica foram aferidas as taxas acumuladas para as últimas 24, 48 e 72 horas anteriores à data de amostragem da água do rio. Os dados foram obtidos da base de dados da Agência Nacional de Águas (ANA) gerados na estação pluviométrica de Santarém e foram definidas as seguintes séries de parâmetros: P24 – precipitação acumulada em 24 horas antes da data de amostragem; P48 - precipitação acumulada em 48 horas antes da data de amostragem e; P72 – precipitação acumulada em 72 horas antes da data de amostragem.

3.2.2 Delineamento Experimental e Análise Estatística

O desenho experimental compreendeu dois níveis/fatores: ambiente balnear ($n = 5$) e fase da hidrógrafa fluvial. As variáveis dependentes foram os parâmetros indicadores das condições de balneabilidade das praias. As variáveis independentes que foram investigadas como possíveis fontes geradoras de variações das dependentes foram a pluviometria e a cota fluvial.

Para identificar fontes de variações significativas nas densidades de coliformes termotolerantes e valores de pH entre balneários, fases da hidrógrafa fluvial e interação entre estes dois fatores foi utilizada Análises de Variância (ANOVA fatorial com duas entradas). A regressão linear simples foi realizada para identificar os coeficientes de determinação das variáveis independentes sobre os parâmetros indicadores de condição de balneabilidade (Zar, 1984; Ayres et al., 2000).

3.2.3 Caracterização Fisiográfica dos Balneários

Durante as atividades de coleta em campo, investigou-se a caracterização fisiográfica dos balneários, o que possibilitou registrar as condições dos aspectos físicos e estéticos mencionados no Artigo 2º, § 2º da Resolução CONAMA 274/2000, principalmente no que diz respeito à ocorrência de presença de resíduos ou despejos, sólidos ou líquidos, inclusive esgotos sanitários, óleos, graxas e outras substâncias, floração de algas capazes de oferecer riscos à saúde ou tornar desagradável a recreação.

Quanto aos aspectos estéticos observou-se uma variação entre as praias analisadas, e dentre essas, o Muretá apresentou melhor condição estética por se localizar em uma área preservada com ausência de instalações prediais e acesso somente por via fluvial. Por esta razão que esta praia foi escolhida como ponto controle no referido estudo. As demais praias apresentaram semelhanças quanto ao acesso por via rodoviária e quanto à presença de bares e comércio de alimento. Todavia, apresentaram diferenças quanto aos despejos de efluentes líquidos e quanto à disposição de resíduos sólidos.

Quanto aos despejos de águas servidas decorrente da fabricação/manipulação dos alimentos, observou-se em duas praias, Pajuçara e Ponta de Pedras, que a maioria dos comércios utiliza tanque de armazenamento com dispositivo de infiltração. A praia do Maracanã observou-se a utilização de sistema de fossa (sumidouro) e a praia do Cajueiro despejam seus efluentes em tanque de armazenamento sem dispositivo de infiltração. Quanto aos esgotos sanitários, devido à ausência de rede de coleta e tratamento de esgoto, em todas as praias observou-se que a maioria das instalações comerciais destina esses efluentes em sistema de fossa.

Em todas as praias apresentaram no decorrer do estudo, coletores para disposição de resíduos sólidos, tanto próximos aos banhistas (área balnear) quanto nas instalações comerciais. Porém, devido à frequência de coleta dos resíduos ocorrer em média três dias na semana, os mesmos ficam armazenados em contêineres em via pública.

Na orla fluvial de Alter do Chão, registrou-se a presença de alguns fins de linha de galerias pluviais, porém estas galerias não estavam vertendo nenhum material líquido durante o período estudado. Em relação à presença de resíduos sólidos, espumas e materiais flutuantes a praia do Maracanã caracterizou-se como imprópria no ano de 2015. Nas demais praias não foram observadas a presença de óleos e graxas, floração de algas ou qualquer outra substância que apresentasse risco à saúde ambiental e as caracterizassem como impróprias.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Enquadramento das Condições de Balneabilidade das Praias

Para a classificação da qualidade das águas em próprias (excelente, muito boa ou satisfatória) ou impróprias à balneabilidade foi utilizada a concentração do indicador microbiológico - Coliformes termotolerantes -conforme indicado na Resolução CONAMA 274/2000.

Desta forma, as condições de balneabilidade das praias analisadas com suas respectivas classificação ao longo do período estudado estão representadas na tabela 2.

De maneira geral, a maioria dos balneários se enquadrou na condição de qualidade Própria, entre “Excelente” e “Satisfatória”. Todavia, a praia do Maracanã se apresentou na condição Imprópria em dois períodos, nos anos de 2015 e 2018.

Tabela 2. Classificação anual das condições de balneabilidade das praias.

Praias	2015	2016	2017	2018
Muretá	Muito Boa	Muito Boa	Satisfatória	Satisfatória
Cajueiro	Excelente	Muito Boa	Satisfatória	Satisfatória
Ponta De Pedras	Excelente	Muito Boa	Satisfatória	Satisfatória
Pajuçara	Excelente	Muito Boa	Satisfatória	Satisfatória
Maracanã	Imprópria	Satisfatória	Satisfatória	Imprópria

No período de estudo foram analisadas 100 amostras para balneabilidade nas cinco praias investigadas. A partir dos resultados obtidos, observou-se que 98% das análises foram enquadradas na categoria Própria e apenas 2% na categoria Imprópria. Na categoria Própria, 23% foram consideradas Excelente, 27% Muito Boa e 48% Satisfatória.

Considerando os percentuais das análises por praia, a estação do Muretá foi a que apresentou melhor qualidade com 70% enquadrada nas classes de melhor categoria (Própria Excelente e Muito Boa) e 30% como satisfatória. Por outro lado, a praia do Maracanã apresentou a pior qualidade, com 10% das análises categorizada como Imprópria e 75% como Própria Satisfatória, e apenas 15% como Própria Muito Boa.

Considerando-se a seção fluvial em estudo, a praia do Muretá está inserida no trecho marginal mais conservado e de mais difícil acesso, onde não há habitação e nem instalações prediais e, dentre as demais praias é a mais preservada. Este cenário justifica sua melhor condição de balneabilidade em detrimento das demais. Por outro lado, a pior condição de balneabilidade registrada na praia do Maracanã pode se justificar por esta está inserida no

trecho da seção fluvial mais antropizado, já na margem urbana do município de Santarém e que carece de estrutura e serviços de coleta e tratamento de esgoto sanitário. Estas condições de antropização de solos marginais a balneários têm sido apontadas por contribuir com a degradação da qualidade da água balnear, principalmente no que tange à elevação das densidades de bactérias coliformes, mormente no período chuvoso (Lopes e Magalhães Jr., 2010). Avaliando os reflexos do uso da terra e de ações de gestão ambiental na praia de São Lourenço, Bertioga/SP, Costa et al. (2016) reportam que fatores antrópicos como a inexistência de coleta e disposição final de esgoto doméstico, contaminação do solo e mau acondicionamento de resíduos sólidos podem afetar as condições de balneabilidade das praias.

3.3.2 Dinâmica Espaço-temporal das Densidades de Coliformes Termotolerantes e pH

A análise geográfico/espacial ao longo da seção fluvial evidenciou a menor densidade média de coliformes termotolerantes na praia do Muretá com 440 UFC 100mL⁻¹ e a maior densidade média na praia do Maracanã com 1360 UFC 100mL⁻¹, sendo que a densidade desta última se diferenciou significativamente das demais praias ($F_{4, 90} = 6,420$, $p = 0,0001$).

Em outros estados do país, como em Minas Gerais, também já foram reportadas diferenças nas condições de balneabilidade associadas às características geográfico/espaciais e os autores (Lopes e Magalhães Jr., 2010) atribuíram, por exemplo, as altas densidades de coliformes fecais encontradas às diferenças quanto ao uso do solo, a aglomerações urbanas e lançamento de efluentes domésticos sanitário no corpo receptor, o que corrobora com as maiores densidades de coliformes encontradas na praia do Maracanã, por se encontrar dentro do perímetro urbano, possuir proximidade por via fluvial e terrestre com o centro da cidade, e por não possuir esgotamento sanitário. Some-se a isto a infraestrutura precária deste balneário, pois os bares e comércios de alimentos são construídos em formato de palafitas e bastante frequentados nos finais de semana e, no período da cheia o nível do rio Tapajós atinge a base desses estabelecimentos, facilitando a interface do rio com as águas servidas e resíduos sólidos.

Por outro lado, não se observou diferença estatisticamente significativa das densidades de coliformes termotolerantes entre as fases da hidrógrafa fluvial ($F_{1, 90} = 0,629$, $p = 0,429$) e nem interação entre praia e fase ($F_{4, 90} = 1,028$, $p = 0,396$). A Figura 2 apresenta as densidades de coliformes termotolerantes por praia e fase da hidrógrafa do rio Tapajós. Neste sentido, a praia do Maracanã foi a que apresentou as densidades mais elevadas de coliformes

termotolerantes, tanto na fase de águas altas quanto na de águas baixas, com densidades médias acima de 1000 UFC 100mL⁻¹ para ambas as fases do regime fluvial do Tapajós.

Queiroz e Rubim (2016), investigando a qualidade da água balnear de outro importante rio amazônico, rio Negro, no estado do Amazonas, reportaram densidades de coliformes termotolerantes na água da orla urbana da cidade de Manaus na faixa de 220,9 a 1.422,3 NMP 100mL⁻¹, basicamente na mesma ordem de magnitude aos reportados aqui no presente para o rio Tapajós.

Contemporaneamente a flutuação da cota anual no trecho que compreende as principais praias turísticas do rio Tapajós não age como um fator determinante de variação significativa das densidades de coliformes termotolerantes. Queiroz e Rubim (2016) também não encontraram um padrão de diferenças de densidades de coliformes termotolerantes nas águas do rio Negro, no qual, conforme denominaram, as densidades máximas deste indicador foram encontradas simultaneamente tanto na fase seca quanto na fase cheia do regime fluvial.

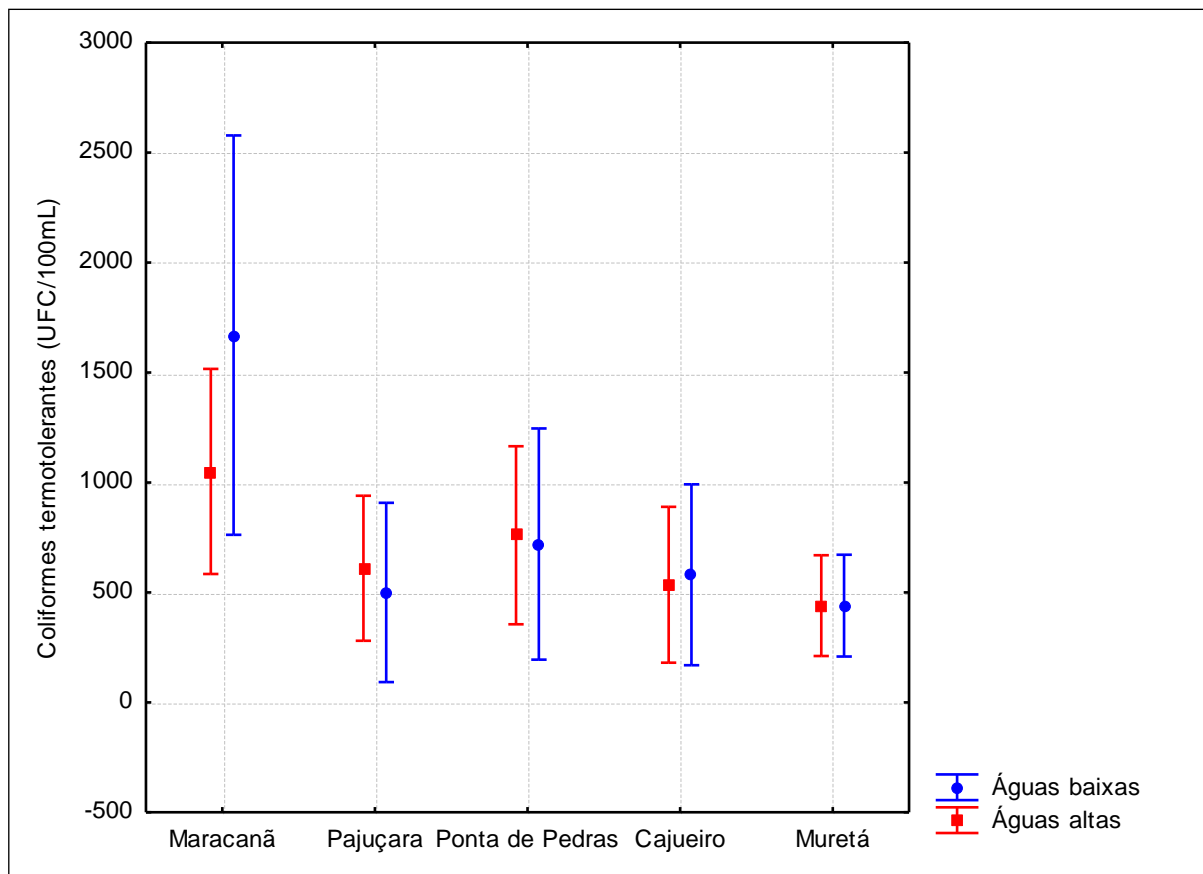


Figura 2. Dinâmicas das densidades de coliformes termotolerantes por praia e fase da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós

Costa et al. (2016) defendem que as condições de balneabilidade das praias fluviais são profundamente agravadas pelo aumento do fluxo turístico devido ocorrer o aumento da

emissão de efluentes domésticos para o corpo hídrico (Lopes e Magalhães Jr., 2010). No rio Tapajós a alta temporada do fluxo de turistas nas praias balneares coincide com o período de menor cota fluvial em que as praias emergem e ficam expostas, mesmo este aumento da população flutuante coincidindo com o período de águas baixas, isto também não foi determinante para comprometer a condição de balneabilidade das praias de modo geral, porém esta tendência parece está em evolução na praia mais próxima do centro urbano; a praia do maracanã, conforme pode ser visualizado na Figura 2.

O potencial hidrogeniônico-pH é utilizado como um dos critérios de classificação de balneabilidade pela legislação vigente no Brasil (Resolução CONAMA 274/2000), devido apresentar risco de irritação de olhos e pele, caso ocorra a exposição a águas com níveis extremo de pH (Lopes et al., 2013). Assim, o pH da água das praias na seção fluvial estudada do rio Tapajós apresentou característica de levemente ácida a neutra, com valores médios variando de $6,5 \pm 0,5$ (Alter do Chão - praia do Cajueiro) a $7,0 \pm 0,4$ tanto na praia do Maracanã quanto no Pajuçara. A situação de conformidade do pH para todas as praias e para os períodos de águas baixas e águas altas foi de condição própria para balneabilidade, conforme a faixa de 6,0 a 9,0 unidades de pH preconizada pelas diretrizes da Resolução CONAMA 274/2000.

O confronto das médias gerado entre locais de coleta revelou a praia do Cajueiro como a única que se diferenciou estatisticamente de todas ($F_{4, 90} = 5,02$, $p = 0,001$), com valores mais ácidos de pH, não havendo diferença entre as demais (Figura 3). Também não houve diferença significativa entre as fases da hidrógrafa fluvial e nem interação entre praia e fase.

A diferença estatisticamente significativa na praia do Cajueiro, em Alter do chão, para o parâmetro pH pode ser justificada quanto a aspectos específicos da limnologia local devido sua conectividade através de um canal com um ambiente lacustre (lago Verde) no qual deságuam pequenos igarapés que drenam solos podzolizados e sob florestas de Savana, cujo o pH destes são mais acidificados em função da presença de matéria orgânica mal decomposta oriunda da liteira da floresta. Assim, no período das águas baixas o sentido do fluxo de água apresenta-se reverso ao das águas altas, ou seja, as águas fluem do lago para o rio Tapajós determinando que o perfil na zona de mistura com o rio a água da praia do cajueiro, no rio Tapajós, assume uma composição mais lacustre e acidificada lixiviada da drenagem interna de terra firme florestada.

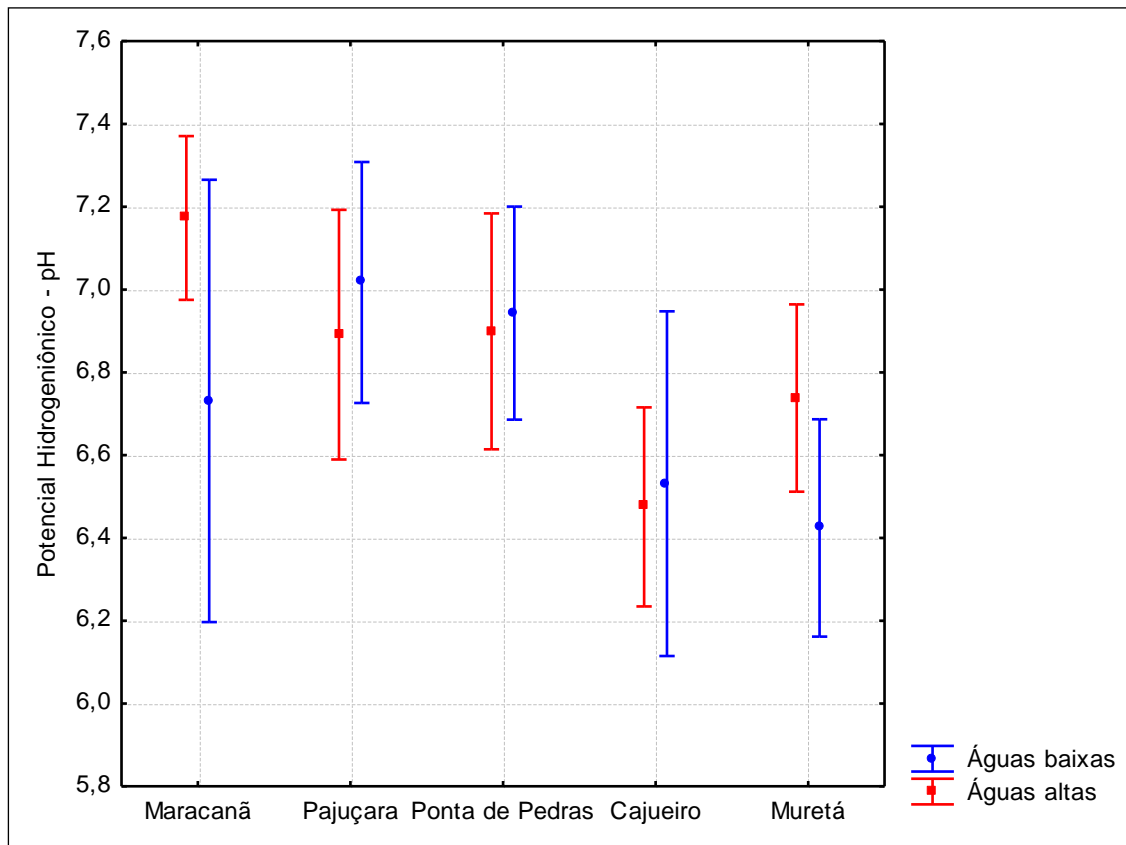


Figura 3. Dinâmica do pH por praia e período da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós.

A região amazônica apresenta duas estações climáticas ao longo do ano, o período chuvoso que compreende os meses de novembro a junho e o período seco que compreende os meses de julho a outubro (Queiroz e Rubim, 2016). Ambos os períodos estão intimamente ligados quando as flutuações da cota do rio Tapajós.

Hirai e Porto (2016) verificaram que todas as correlações significativas ($p < 0,05$) entre os níveis de precipitação acumulada e as densidades de coliformes termotolerantes foram correlações positivas. Segundo estes autores a ocorrência de altos níveis de precipitação em dias anteriores à coleta de água aumenta a probabilidade da amostra apresentar concentrações mais elevadas de coliformes termotolerantes.

Assim, quando testadas as correlações dos valores da cota fluvial do rio Tapajós e das taxas de precipitação acumulada nas últimas 24, 48 e 72 horas que antecederam a coleta, observou-se que a cota fluvial correlacionou-se somente com o pH ($r = 0,26$, $p < 0,05$) e que quanto a precipitação somente os valores da precipitação acumulada nas últimas 24h se correlacionaram positivamente com as densidades de coliformes termotolerantes ($r = 0,20$, $p < 0,05$).

A Tabela 3 apresenta uma matriz de correlação do pH e coliformes termotolerantes com a cota fluvial e as taxas de precipitação, e também correlações entre ambas.

Tabela 3. Matriz de correlação do pH e coliformes termotolerantes com a cota fluvial e taxas de precipitação.

Matriz de Correlação de Pearson.						
Valores destacados em negrito são significativos para $p < 0,05$ (N=100).						
	pH	Col. Term.	P24	P48	P72	Cota
pH	1,00					
Col. Term.	-0,13	1,00				
P24	0,00	0,20	1,00			
P48	0,14	0,11	0,85	1,00		
P72	0,12	0,11	0,70	0,80	1,00	
Cota	0,26	0,02	0,32	0,26	0,30	1,00

Isto sugere que nesta parcela da bacia de captação dinâmica da seção fluvial estudada o deflúvio da área de drenagem a montante para o canal coletor do rio Tapajós é muito imediato e de modo geral não desencadeia alterações significativas no pH da água das praias, mas incrementa 20% de aumento nas densidades de coliformes termotolerantes nestas, ou seja, outros fatores mais locais de degradação de qualidade da água que não foram investigados neste trabalho comprometem, em maior grau as condições de balneabilidade das praias estudadas que não são a flutuação da cota fluvial e as taxas de precipitação pluviométrica na área de captação dinâmica do rio Tapajós.

3.4 CONCLUSÃO

As condições de qualidade da água para a balneabilidade das principais praias do baixo rio Tapajós, incluindo o balneário de Alter do Chão estão em situação de conformidade própria. O contexto geográfico/espacial determinou variação de qualidade da água balnear, com as praias localizadas mais próximas do centro urbano apresentando maior degradação de qualidade. A variação do regime fluvial do rio Tapajós não se destacou como um fator determinante no comprometimento das condições de balneabilidade. A resposta de alteração de qualidade da água nas praias do rio Tapajós desencadeada por eventos de precipitação são bastante discretas, não comprometem a situação de conformidade e a resiliência do rio se

estabelece imediatamente após 24 horas subsequentes aos últimos eventos de precipitação pluviométrica.

3.5 AGRADECIMENTOS

Ao Projeto INCT da Adaptação da Biota Aquática da Amazônia – ADAPTA/CNPQ, a Prefeitura Municipal de Santarém, pelo financiamento do estudo por meio do Contrato N° 007/2015, a Empresa Junior dos Cursos de Bacharelados e a Universidade Federal do Oeste do Para através do Laboratório de Biologia Ambiental, pelo apoio logístico de infraestrutura para realização desta pesquisa.

3.6 REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd ed. Washington. 2012. 1360 p.

AYRES, M.; AYRES, M. J.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. *BioEsta 2.0: Aplicações Estatísticas nas Áreas Biológicas e Médicas*. Belém: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília: CNPq, XII. 272 p. Berlin, Springer, 526 p. 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente/CONAMA. Resolução nº 274 de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Brasília, DF. 2000.

COSTA, R. A.; SAAD, A. R.; VARGAS, R. R.; DALMAS, F. B. A Gestão Ambiental Aplicada ao Condomínio Riviera de São Lourenço, Município de Bertioga – SP, e seus Reflexos no Índice de Balneabilidade da Praia de São Lourenço. **Revista UNG – Geociências**, Vol. 15, n. 1, p. 94 – 109. 2016.

DE SOUSA, E. B.; AMBRIZZI, T. Pentad precipitation climatology over Brazil and the associated atmospheric mechanisms. **Climanálise**, v.1, p. 1-20. 2003.

GOLDSTEIN, S. **Caracterização ambiental de praias fluviais de Portugal Continental**, 2011, 137f. Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa. Portugal. 2011.

HIRAI, F. M.; PORTO, M. F. A. O Desenvolvimento de Ferramentas de Predição de Balneabilidade Baseadas em Níveis de Precipitação: Estudo de Caso da Praia de Cachoeira das Emas (Sp). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.4, p. 797-806. 2016. DOI: 10.1590/S1413-41522016131249.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Disponível em: <idades.ibge.gov.br/v4/brasil/pa/santarem/panorama>. Acesso em 12 de agosto de 2017.

JUNK, W. J. **The central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system**. Springer, Berlin.1997. 526 p.

KAY, D.; EDWARDS A. C.; FERRIER, R. C.; FRANCIS, C.; KAY, C.; RUSHBY, L.; WATKINS, J.; MCDONALD AT, WYER M, CROWTHER J, WILKINSON J: Catchment microbial dynamics: the emergence of a research agenda. **Prog Phys Geogr**. 31(1):59–76. 2007.

LIMA, D. C.; CRÉTÉ, J. P. M.; BARRELLA, W. Fatores de Influência sobre a Balneabilidade das Praias de Santos – SP. **UNISANTA Bioscience**, Vol. 5, n. 4, p. 357-368. 2016.

LOPES, F. W. A. **Proposta Metodológica para Avaliação de Condições de Balneabilidade em Águas Doces no Brasil**.Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Belo Horizonte, MG. 18p. 2012.

LOPES, F. W. A.; MAGALHÃES JR, A. P. Avaliação da Qualidade das Águas para Recreação de Contato Primário na Bacia do Alto Rio das Velhas – MG. **Hygeia**6(11), p.133 – 149. 2010.

LOPES, F. W.DE A.; MAGALHÃES JR, A.P.; VON SPERLING, E. Balneabilidade em águas doces no Brasil: riscos a saúde, limitações metodológicas e operacionais. **Hygeia**9 (16):28 – 47. 2013.

MARTINS, L. K. A. **Contribuições para o monitoramento de balneabilidade em águas doces no Brasil**.2012, 139f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais. 122p. 2012.

PADILHA, S. R.; DALMAS, F. B.; VARGAS, R. R.; COSTA, R. A.; SAAD, A. R. Avaliação das Condições de Balneabilidade da Praia da Enseada (Bertioga/SP), no Período Compreendido entre 2004 E 2013. **Revista UNG – Geociências**, Guarulhos-SP, v. 16, n. 1, p. 25-45. 2017.

PREFEITURA DE BELÉM (2019). Balneabilidade: Semma libera praias de Outeiro, Icoaraci e Mosqueiro. Disponível em: <<http://www.belem.pa.gov.br/app/c2ms/v/?id=1&conteudo=3248>>. Acesso em 26 de abril de 2019.

QUEIROZ, C. P. S.; RUBIM, M. A. L. Avaliação da condição de balneabilidade na orla urbana de Manaus/AM/Brasil. **Scientia Amazonia**, v. 5, n.2, p. 24-33. 2016.

RIBEIRO, H. M. C.; DUTRA, V. A. B.; PANTOJA, D. N. S. M.; CABRAL, G. S.; PANTOJA, N. G. Condições de Balneabilidade na Zona Costeira do Estado do Pará-Brasil. **Revista SODEBRAS**, v. 14, n. 158, p. 29 - 33. 2019.

SANTARÉM. Prefeitura Municipal. 2008. Caracterização Municipal de Santarém.

SILVA, S. C. F. **Monitoramento de cianobactérias através da análise de densidade celular e clorofila-ano canal principal do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia**,

Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal do Pará, Santarém, Pará, 46 p. 2009.

VALADÃO, C. E. A.; ARAÚJO, A. L.C. Avaliação da Condição de Balneabilidade das Praias de Natal/Rn no Período de 2004-2009. **HOLOS**, ano 28, v. 4, p. 14-31. 2012.

VON SPERLING, M. 2003. Água para saciar corpo espírito: Balneabilidade e outros usos nobres. In: Anais. XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Joinvile. 2003.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** Marcos Von Sperling. – 2. ed. – Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 592 p.: il. - (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7). 2014. 34pp.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for safe recreational water environments: coastal and fresh waters.** Geneva, Switzerland. 2003. v.1, 253p.

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis.** 2. ed. Ed. Prentice Hall. 1984.718 p.

4. CAPÍTULO I I:

ÍNDICES DE TROFIA E QUALIDADE DA ÁGUA DE PRAIAS BALNEÁRIAS NO BAIXO RIO TAPAJÓS, AMAZÔNIA, BRASIL.

Lemos, E. J. S.; Peleja, J. R. P. Índices de Trofia e Qualidade da Água de Praias Balneárias no Baixo Rio Tapajós, Amazônia, Brasil. Manuscrito formatado para *Revista Ambiente e Água*.

Índices de Trofia e Qualidade da Água de Praias Balneárias no Baixo Rio Tapajós, Amazônia, Brasil.

RESUMO

A degradação da qualidade ambiental, ocasionado principalmente por fatores antrópicos, causa impacto imediato aos cursos d'água. Desta forma, monitorar os recursos hídricos é de fundamental importância para a manutenção da qualidade da água e para o bem-estar humano. Neste contexto, este trabalho visou investigar as condições espaço-temporal da qualidade das águas das praias da margem direita do baixo rio Tapajós, quanto ao Índice de Qualidade da Água (IQAs) e ao Índice de Estado trófico (IETs), no município de Santarém/PA. Para isso, amostraram-se ao longo da orla fluvial direita do Rio Tapajós as seguintes praias: Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedras, Pajuçara e Maracanã, e realizadas análises em campo e laboratoriais dos conjuntos de parâmetros fundamentais que compõe os índices IQA e IET. Foram realizadas quatro campanhas de monitoramento em duas fases da hidrógrafa fluvial: águas baixas (dezembro de 2015 e janeiro de 2017) e águas altas (maio de 2016 e maio de 2018). Os resultados apresentaram IQA variando de $67 \pm 5,8$ na praia do Maracanã no período das águas baixas a $77 \pm 3,8$ para a praia de Muretá no período das águas altas e IET com variação mínima ($40 \pm 7,5$) e máxima ($48 \pm 6,8$) registradas coincidentemente na praia do Pajuçara nas fases de águas baixas e águas altas, respectivamente. Estes resultados demonstraram que os índices avaliados, IQA e IET, apontam que as praias investigadas apresentam boa qualidade e baixo potencial de eutrofização.

Palavras-Chave: Condição de qualidade da água, Eutrofização, Recursos Hídricos.

4.1 INTRODUÇÃO

O Rio Tapajós é um importante rio da Bacia Hidrográfica Amazônica, sendo o maior afluente de águas claras do rio Amazonas (Sioli, 1984). Por apresentar grande disponibilidade hídrica com águas transparentes e extensões quilométricas de areias brancas em suas margens, tornou-se atrativo para o desenvolvimento de diversas atividades, dentre outras, o abastecimento de água, uso agrícola, geração de energia e atividade de lazer.

A degradação da qualidade ambiental, ocasionada por diversos fatores entre eles o crescimento urbano, causa impacto imediato aos cursos d'águas, principalmente, por lançamento de esgoto doméstico e industrial e pelo uso e ocupação do solo com áreas agrícolas e construções urbanas, que liberam poluentes para o corpo d'água.

No Brasil, a Resolução nº 357, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), de 17 de março de 2005, estabelece a classificação de enquadramento dos corpos d'água, preconizando os padrões de qualidade da água de acordo com os usos preponderantes, subsidiando o monitoramento da contaminação das águas superficiais (Brasil, 2005).

Dessa forma, o monitoramento da qualidade das águas superficiais, apresenta-se como um importante instrumento de gestão. Para isso, diversas ferramentas foram propostas com base em parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, visando informar a população e orientar as ações para a gestão do uso da água (ANA, 2019). Destas, destacam-se o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET).

A partir de um estudo realizado em 1970 pela *National Sanitation Foundation* (NSF), alguns órgãos ambientais brasileiros, como a Companhia do Estado de São Paulo (CETESP) e o IGAM (Minas Gerais), adaptaram e desenvolveram o Índice de Qualidade das Águas (IQA) (Fia et al., 2015). Para o cálculo deste índice, foram selecionados por vários especialistas, os parâmetros mais significativos para caracterização da qualidade da água, estipulando para cada um destes parâmetros, pesos de acordo com a sua relevância no cálculo do IQA (Von Sperling, 2014). Além do IQA outros índices são usados, como o Índice de Estado Trófico (IET), que tem por finalidade classificar os corpos hídricos em diferentes graus de trofia, avaliando a quantidade de nutrientes na água e sua relação com crescimento das algas e de macrófitas aquáticas capazes de causar a eutrofização (CETESB, 2013). Dessa forma, tanto o IQA quanto o IET, refletem as condições de qualidade da água diante dos diversos usos do solo, num determinado ponto de monitoramento, facilitando a comunicação para o público através de informações simplificadas dos resultados.

Na região amazônica, existem poucos estudos que consideram os índices de qualidade e trofia das águas como indicadores de qualidade hídrica. Contudo, alguns autores investigaram através do índice de qualidade da água (Aguiar et al., 2014) e o índice de estado trófico (Aguiar et al., 2015) as águas em microbacias hidrográficas comparando com diferentes usos do solo, nos municípios de Santarém/PA e Belterra/PA.

Neste contexto, o estudo objetivou investigar as condições espaço-temporal da qualidade das águas das praias da margem direita do baixo rio Tapajós, quanto ao IQA e ao IET, no município de Santarém, relacionando com a urbanização e ao uso e ocupação do solo, nas duas fases da hidrógrafa fluvial (águas altas e águas baixas) típicas dos regimes fluviais amazônicos.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização da Área de Estudo

O município de Santarém situa-se a uma Latitude de 2°24'52" Sul e Longitude de 54°42'36" Oeste, na região do oeste paraense, na mesorregião do Baixo Amazonas e localiza-se na margem direita na foz do Rio Tapajós, na sua confluência com o Rio Amazonas (Santarém, 2008).

O Rio Tapajós é um dos principais cursos d'água do município de Santarém, muito utilizado como via fluvial de acesso aos municípios da região. Santarém possui uma área de 22.886,761 Km², com uma população de 294.580 habitantes (IBGE, 2010). O clima da região é do tipo "Am1" segundo a classificação de KÖPPEN. A precipitação total anual é de aproximadamente 3.000 mm (Silva, 2009). A maior parte desta precipitação ocorre entre os meses de dezembro a maio (De Sousa e Ambrizzi, 2003).

A figura 4 apresenta a localização dos pontos de coleta monitorados no presente estudo, evidenciando a localização destes na margem direita do Rio Tapajós, bem como em menor escala a localização destes dentro do estado do Pará.

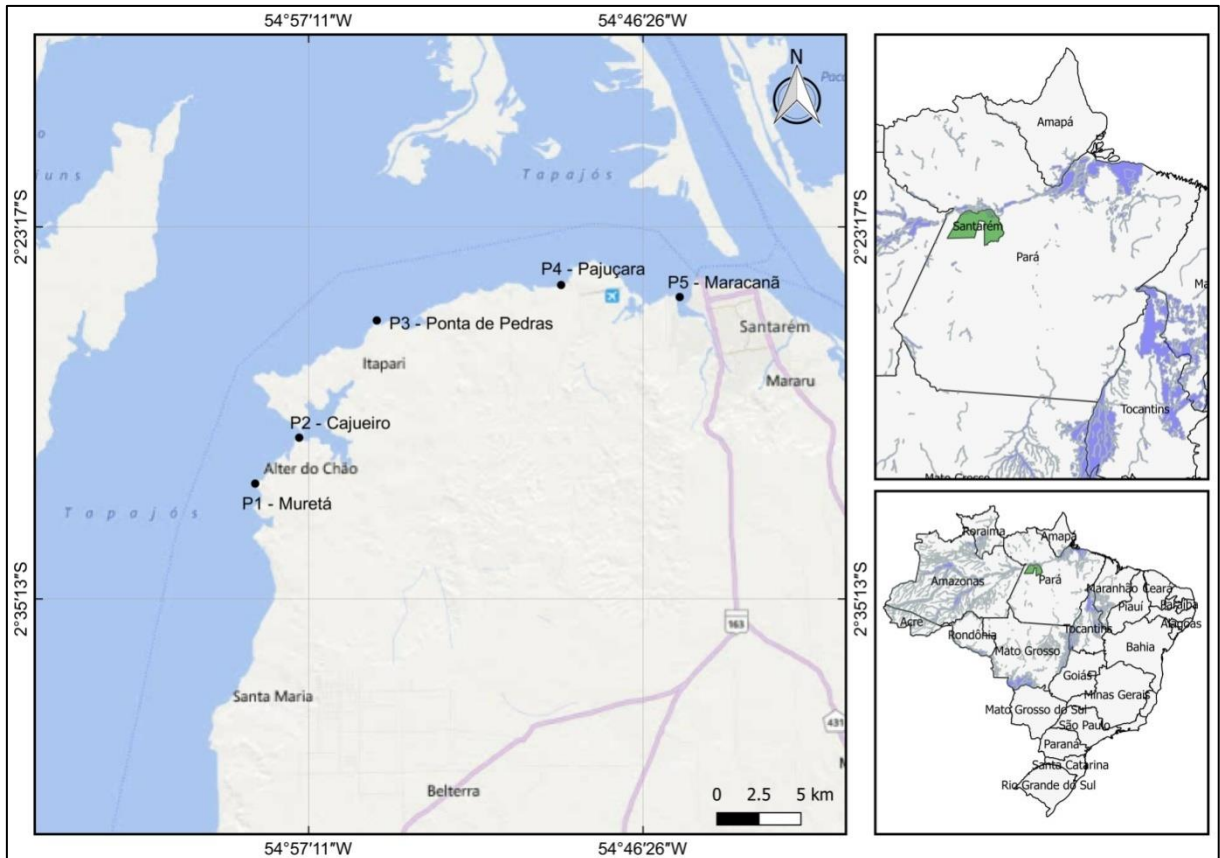


Figura 4. Mapa geral com a localização das praias investigadas.

Foram realizadas quatro campanhas, com cinco repetições de coletas de amostras nas duas fases da hidrógrafa fluvial: fase das águas baixas (dezembro de 2015 e janeiro de 2017) e fase das águas altas (maio de 2016 e maio de 2018). Para isso, amostraram-se ao longo da orla fluvial direita do Rio Tapajós as seguintes praias: Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedras, Pajuçara e Maracanã (Tabela 4), sendo que as distâncias destas em relação ao centro urbano do município de Santarém aumentam no sentido da última para a primeira.

A metodologia para a coleta e conservação das amostras de água seguiu as Normas NBR9897 “Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores” (ABNT 1987a) e NBR9898 “Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores” (ABNT 1987b), as recomendações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA, 2011) e do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012). As amostras foram coletadas contra a água corrente, a 20 cm da superfície e armazenadas em 02 frascos esterilizados de polietileno de 1.000 mL e 250mL, acondicionados em caixa isotérmica refrigerada, ao abrigo da luz, e transportadas ao

Laboratório de Biologia Ambiental do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas da Universidade Federal do Oeste do Pará, onde se procedeu a realização das análises.

Tabela 4. Locais de coleta com descrição básica e localização geográfica.

Praias	Coordenadas	Características do Local
Muretá	54°58' 53.753 W 2°31' 31.066 S	Presença de floresta primária nativa, mata ciliar conservada, ausência de instalações prediais e acesso apenas por via fluvial.
Cajueiro	54° 57' 29.012 W 2° 30' 2.657 S	Predominância de floresta primária, área pouco urbanizada, presença de instalações prediais e acesso por rodovias.
Ponta de Pedras	54° 54 '59.486 W 2° 26' 16.933 S	Predominância de floresta primária, presença de instalações prediais e acesso por rodovias.
Pajuçara	54° 49' 4.310 W 2° 25' 8.670 S	Predominância de floresta primária, presença de instalações prediais e acesso por rodovias.
Maracanã	54° 45 '15.840 W 2° 25' 31.854 S	Área bastante urbanizada, próxima ao centro da cidade, sem coleta e tratamento de esgoto.

Todos os parâmetros foram analisados segundo as normas descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012), conforme tabela 5. Para determinação dos parâmetros pH, temperatura (°C), total de sólidos dissolvidos (mg L^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) foram realizadas análises *in loco* utilizando um multiparâmetro portátil. As medidas de turbidez (UNT) foram processadas com o auxílio de um turbidímetro de bancada. Para a análise de coliformes termotolerantes (UFC100mL^{-1}) utilizou-se o método de membrana filtrante; o nitrato (mg L^{-1}) foi determinado pelo método colorimétrico; a demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1}) pela incubação de amostras por cinco dias, a 20°C; as análises de fósforo total (mg L^{-1}) e clorofila-a (mg L^{-1}) foram determinadas pelo método de digestão com persulfato e redução com ácido ascórbico e tricromático-acetona 90%, respectivamente, com leituras em espectrofotômetro de UV-Visível.

Para análise climatológica foram utilizadas alturas (mm) de precipitação pluviométrica acumuladas em 24, 48 e 72 horas anteriores à data de amostragem da água no rio. Os dados foram obtidos da base de dados da Agência Nacional de Águas (ANA) gerados na estação pluviométrica de Santarém e foram definidas as seguintes séries de parâmetros: P24 – precipitação acumulada em 24 horas antes da data de amostragem; P48 - precipitação

acumulada em 48 horas antes da data de amostragem e; P72 – precipitação acumulada em 72 horas antes da data de amostragem.

Tabela 5. Variáveis analisadas e discriminação do método analítico.

Objetivo Temático	Variáveis	Método / Código Standard Methods (2012).
Índice de Qualidade da Água - IQA	1. Potencial Hidrogeniônico (pH)	Medição in situ – Potenciometria (Cód.: 4500-H B)
	2. Coliformes Termotolerantes (CTERM)	Membrana filtrante – Meio Endo(Cód.: 9222 D)
	3. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Incubação/Eletrodo de membrana (Cód.: 5210 B)
	4. Nitrato Total (NO3)	N-(1-naftyl)-etilenodiamina (Cód.: 4500 NO3-)
	5. Fósforo Total (PT)	Redução com Ácido Ascórbico (Cód.: 4500- P A)
	6. Temperatura (TEMP.)	Sonda termométrica digital (Cód.: 2550 B)
	7. Turbidez (TURB.)	Nefelométrico (Cód.: 2510 A)
	8. Sólidos Totais Dissolvidos (TDS)	Potenciometria (Cód.: 2510 A)
	9. Oxigênio dissolvido (OD)	Medição in situ – Eletrodo (Cód.: 4500-O G)
Índice de Estado Trófico - IET	1. Fósforo Total (PT)	Redução com Ácido Ascórbico (Cód.: 4500- P A)
	2. Clorofila a (CL)	Método Tricromático, Acetona 90% (Cód.:10200H)

4.2.2 Índice de Qualidade da Água e Índice de Estado Trófico

Para o cálculo do IQA utilizou-se as formulações matemáticas propostas por Von Sperling (2007) e SEMAD (2005). Esta formulação vem sendo utilizado de forma bastante satisfatória em outros programas de monitoramento de qualidade da água de corpos d'águas superficiais da região Amazônica (Aguilar et al., 2014). A cada parâmetro foi atribuído um peso, de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA e traçadas curvas médias de avaliação da qualidade das águas em função de sua concentração.

O IQA final é calculado como um produtório das notas individuais de cada parâmetro, elevadas aos respectivos pesos. Os valores dos índices variam entre 0 e 100. Conforme equação abaixo:

$$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi}$$

Onde,

IQA: índice de qualidade das águas (número entre 0 e100);

Qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade;

i : número do parâmetro, variando de 1 a 9 ($n=9$, ou seja, o número de parâmetros que compõem o IQA é 9).

A qualidade da água foi classificada em função do valor de IQA obtido, podendo ser péssima ($IQA < 20$), ruim ($20 \leq IQA < 37$), aceitável ($37 \leq IQA < 52$), boa ($52 \leq IQA < 80$) ou ótima ($80 \leq IQA \leq 100$) (Von Sperling, 2007).

O Índice de Estado Trófico (1) foi obtido através da média aritmética entre o Índice de Estado Trófico do Fósforo Total e o Índice de Estado Trófico da Clorofila-a, criada por Carlson (1977) e modificado por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos, conforme a expressão:

$$IET = \frac{[IET(CL) + IET(PT)]}{2} \quad (1)$$

Onde:

IET = Índice de Estado Trófico;

IET (CL) = Índice de Estado Trófico de Clorofila -a;

IET (PT) = Índice de Estado Trófico de Fósforo Total.

O IET(CL) e IET(PT) são obtidos pelas respectivas equações (2) e (3):

$$IET (CL) = 10 \left[6 - \left(\frac{-0,7 - 0,60 \ln(CL)}{\ln(2)} \right) \right] - 20 \quad (2)$$

$$IET (PT) = 10 \left[6 - \left(\frac{0,42 - 0,36 \ln(PT)}{\ln(2)} \right) \right] - 20 \quad (3)$$

Onde:

CL: concentração de clorofila a medida a superfície da água, em μgL^{-1} .

PT: concentração de fósforo total medida a superfície da água, em μgL^{-1} .

Os índices de estado trófico obtidos foram classificados de acordo com o grau de trofia: ultraoligotrófico ($IET \leq 47$), oligotrófico ($47 < IET \leq 52$), mesotrófico ($52 < IET \leq 59$), eutrófico ($59 < IET \leq 63$), supereutrófico ($63 < IET \leq 67$) e hipereutrófico ($IET > 67$) (LAMPARELLI, 2004).

4.2.3 Análise Estatística

De maneira geral, foi utilizada estatística descritiva, como tabelas, gráficos e medidas de tendência central para a apresentação dos resultados (Ayres et al., 2000). Para verificar possíveis diferenças entre os índices (IQA e IET) e as praias avaliadas foi utilizada análise de variância (ANOVA) e entre os índices e as fases da hidrógrafa fluvial foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis. Os efeitos das variáveis independentes (taxas de precipitação e cota fluvial) sobre os índices foram avaliados através da análise de correlação de Pearson e regressão linear simples, demonstrando o grau de associação entre as variáveis (Zar, 1984).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Índice de Qualidade da Água – IQA

4.3.1.1 Dinâmica espacial

As concentrações médias com seus respectivos desvios padrões para os nove parâmetros indicadores de qualidade da água que foram considerados para a obtenção dos IQAs estão apresentados na tabela 6 por local de coleta e por fase da hidrógrafa fluvial.

Tabela 6. Média (Med.) e desvio padrão (DP) das variáveis analisadas nas águas das praias do rio Tapajós nas duas fases da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós.

VARIÁVEIS	FASE	MURETÁ		CAJUEIRO		P. DE PEDRAS		PAJUÇARA		MARACANÃ	
		Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP
pH	AB	6,42	0,37	6,53	0,58	6,94	0,36	7,02	0,41	6,73	0,75
	AA	6,74	0,32	6,48	0,34	6,90	0,40	6,89	0,42	7,17	0,28
CTERM (UFC)	AB	440,0	323,9	580,0	575,0	720,0	734,5	500,0	569,6	1670,0	1269,3
	AA	440,0	320,4	535,0	495,6	760,0	566,1	610,0	460,6	1050,0	651,9
DBO (mgL ⁻¹)	AB	4,09	2,34	3,32	1,47	5,60	4,32	5,56	4,51	5,10	3,60
	AA	0,63	0,35	0,63	0,41	0,89	0,62	0,70	0,33	0,81	0,59
NO ₃ (mgL ⁻¹)	AB	0,92	0,67	0,95	0,66	1,33	1,26	1,47	1,43	1,41	0,75
	AA	0,97	0,33	0,80	0,23	0,87	0,34	0,87	0,39	0,99	0,42
PT (mgL ⁻¹)	AB	0,0020	0,0027	0,0009	0,0010	0,0049	0,0055	0,0057	0,0054	0,0090	0,0059
	AA	0,0028	0,0014	0,0015	0,0011	0,0066	0,0097	0,0102	0,0142	0,0061	0,0070
TEMP. (°C)	AB	29,3	0,66	29,4	0,32	30,1	1,00	30,7	1,38	31,0	1,54
	AA	29,8	0,58	30,1	0,26	30,5	0,81	30,1	1,05	30,4	1,25
TURB. (UNT)	AB	6,16	4,76	5,24	2,77	6,22	3,28	5,73	4,38	11,51	4,01
	AA	4,41	0,88	3,30	0,71	14,03	13,14	5,17	1,44	6,94	4,65
TDS (mgL ⁻¹)	AB	9,54	3,52	8,32	2,95	17,27	22,02	17,09	22,08	25,16	14,75
	AA	8,40	1,30	7,09	1,03	8,42	1,20	8,50	1,31	9,37	1,92
OD (mgL ⁻¹)	AB	6,76	0,66	6,55	1,05	6,61	1,17	6,80	0,96	6,44	0,92
	AA	6,58	0,38	6,26	0,33	6,65	0,26	6,61	0,45	6,47	0,69

A partir dos resultados destes parâmetros foram gerados os valores médios dos IQAs das praias, que variaram de $67 \pm 5,8$ na praia do Maracanã no período das águas baixas a $77 \pm 3,8$ para a praia de Muretá no período das águas altas. Os valores médios dos IQAs obtidos por praia, por período da hidrógrafa fluvial e sua classificação qualitativa estão apresentados na tabela 7.

Tabela 7. Valores médios (\pm desvio padrão) e classificação qualitativa dos IQAs das praias por fase da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós.

Praia de Coleta	Fase	IQA	Classificação
MURETÁ	AB	74 (\pm 3,9)	Boa
	AA	77 (\pm 3,8)	Boa
CAJUEIRO	AB	73 (\pm 7,5)	Boa
	AA	75 (\pm 4,2)	Boa
PONTA DE PEDRAS	AB	74 (\pm 9,4)	Boa
	AA	74 (\pm 4,5)	Boa
PAJUÇARA	AB	75 (\pm 8,4)	Boa
	AA	76 (\pm 5,0)	Boa
MARACANÃ	AB	67 (\pm 5,8)	Boa
	AA	73 (\pm 2,7)	Boa

No presente trabalho a faixa de IQA (67 a 77) e sua classificação de qualidade (Boa) estão semelhantes a outros rios onde também foram observados pouca variação na qualidade da água, como no rio Pará, Barcarena/PA, cuja qualidade foi considerada entre Boa e Ótima, com IQA médio variando de 55 a 90 (Piratoba et al., 2017) e no rio Caiabi, estado de Mato Grosso, com índice de qualidade variando de 74 a 87 se enquadrando na classe de qualidade Boa (Andrietti et al., 2016).

O IQA revelou-se bastante satisfatório e se apresentando bem acima de um limite de comprometimento em curto prazo do rio Tapajós, no perímetro das praias avaliadas. Isso se deve ao fato da bacia hidrográfica do rio Tapajós se encontrar em boas condições de conservação, principalmente quanto à cobertura vegetal ripária. Segundo Vanzela et al. (2010) a cobertura vegetal diminui o escoamento superficial, devido ao aumento da capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo. Tais condições favorecem uma boa qualidade e, associado ao elevado caudal do rio Tapajós aumentam a contribuição para manutenção da qualidade da água das praias da seção fluvial em estudo.

Na comparação de médias dos IQAs das praias avaliadas, evidenciaram-se diferenças estatisticamente significativas entre as mesmas ($F_{4, 90} = 2,520$, $p = 0,0465$) com o menor valor médio de IQA da praia do Maracanã se diferenciando das demais (Figura 5).

A praia do Maracanã, ainda que na condição de qualidade da água Boa, mas com os menores valores de IQAs, justifica-se por apresentar condições ambientais desfavoráveis como a influência de urbanização, ausência de rede de coleta e tratamento de esgoto e aporte de material orgânico de origem sanitária por fontes difusas. É consenso que este tipo de realidade na área de drenagem de sistemas fluviais contribui para a piora da qualidade da água (WHO, 2003).

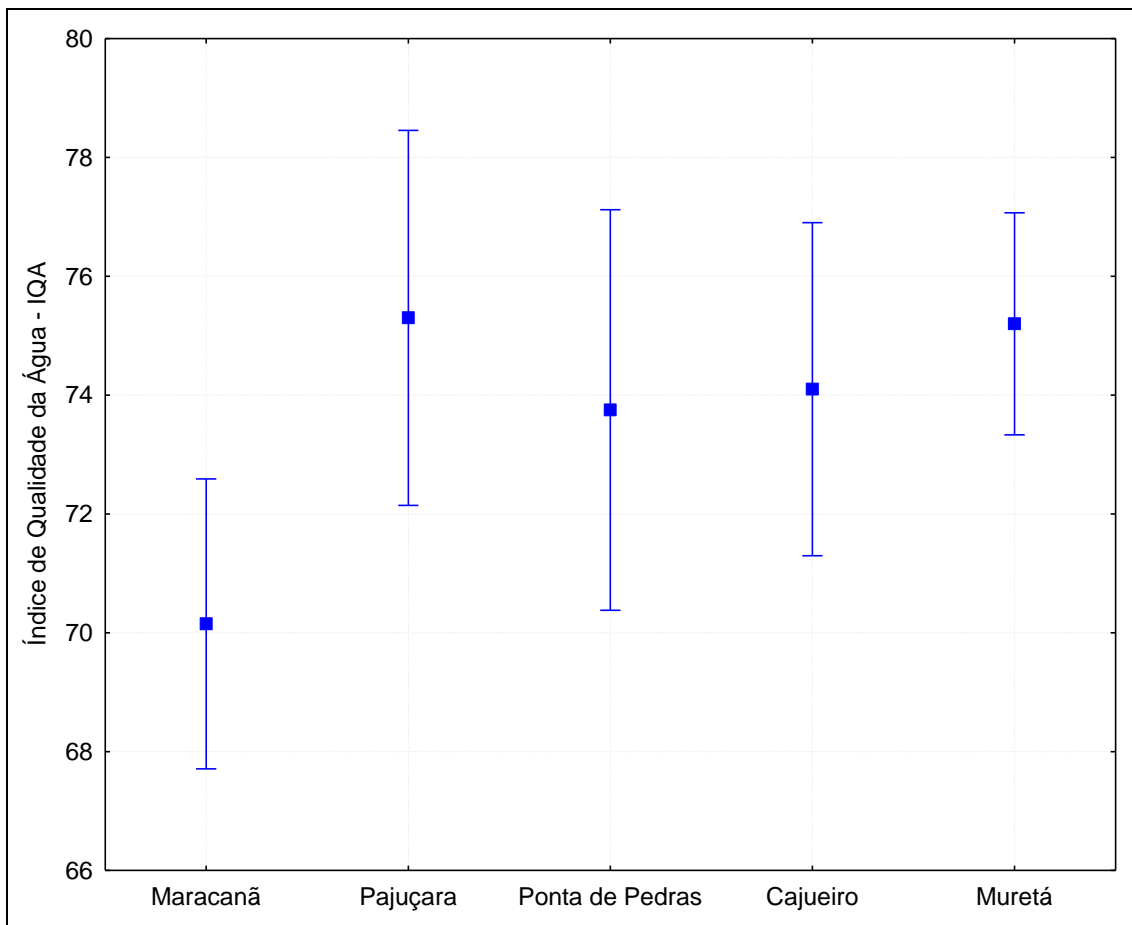


Figura 5. Índices de Qualidade da Água por praia do rio Tapajós.

Andrietti et al. (2016) analisaram a tendência espacial e temporal dos índices de qualidade da água no rio Caiabi no estado do Mato Grosso e não identificaram diferenças significativas entre os pontos e nem entre as estações seca e chuvosa e interpretaram esta constância do IQA (74 a 87) às boas condições de conservação da vegetação marginal, à presença de floresta nativa e ao efeito diluidor do rio que recebe contribuição de diversos tributários ao longo do seu curso. No presente defende-se também que a constância nos valores dos IQAs na seção fluvial que compreende as praias Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedra

e Pajuçara se justificam tanto pelo grau de integridade da área de drenagem marginal e à montante do trecho fluvial estudado, bem como pelo volume do caudal do rio Tapajós da ordem de 1.303 m³/s nas águas baixas (setembro) a 34.233 m³/s nas águas altas (abril) (Santos et al., 2015), com média anual de 13.500 m³/s (Molinier et al., 1994) o qual atua como um brutal fator de resiliência.

O decaimento nos valores de índices de qualidade da água também tem sido associado à proximidade de ambientes urbanos e a atividades agrícolas (Zanini et al., 2010; Amorim et al., 2016; Menezes et al., 2016). Toledo e Nicoletta (2002) reportaram que tanto trechos fluviais que recebem efluentes urbanos quanto trechos com predominância de atividades agrícolas são responsáveis pela diminuição de IQAs, principalmente pelo efeito do aporte de fósforo e amônia, porém a contribuição do ambiente urbano na deterioração da qualidade da água é mais relevante.

No presente a praia do Maracanã além de estar submetida aos impactos advindos dos efluentes das atividades urbanas ainda encontra-se inserida na área de influência de operação portuária dos dois principais terminais fluviais de Santarém, estando passível de ser alcançada pelos efluentes dos navios cargueiros e de passageiros que ali transitam diariamente, bem como de embarcações de pequeno e médio porte que atracam nas margens deste trecho fluvial. Soma-se também a possibilidade de impacto advindo da água de lastro dos navios transatlânticos que rotineiramente operam nos referidos portos, o que pode contribuir para alterar as características físicas e químicas das águas deste trecho do rio Tapajós, bem como sua composição biótica (Serafin e Henkes, 2013).

Neste sentido, já foi reportado para o estado do Pará que águas de praias fluviais na área de influência de operação de portos, como as da praia do Caripi na cidade de Barcarena, no rio Pará, o decaimento do IQA esteve diretamente associado aos despejos de efluentes das atividades nativas do município e por aqueles advindos dos navios em operação na área portuária (Piratoba et al., 2017).

O município de Santarém é conhecido, dentre tantas belezas naturais, pelo encontro das águas dos rios Tapajós e Amazonas que se confluem em frente à cidade. No período das águas baixas, ocorre a diminuição da vazão do rio Tapajós e o rio Amazonas exerce uma pressão maior sobre sua calha, ocasionado pelo contraste de vazão entre ambos e pela influência do efeito da onda de progressão geométrica da maré do oceano atlântico que se faz sentir desde a foz do rio Amazonas até a cidade de Óbidos (Gallo e Vinzon, 2005). Como consequência desta pressão do oceano sobre as águas do rio Amazonas, estas por sua vez

também avançam sobre a calha do rio Tapajós deslocando a zona de confluência para montante alcançando o perímetro da praia do maracanã, e possivelmente deslocando e represando a pluma de contaminação urbana para este trecho. Este fenômeno natural certamente contribui mesmo que de forma intermitente; conforme os ciclos de maré; na qualidade da água desta praia, visto que a água nestas circunstâncias apresenta um perfil físico-químico misto, porém mais próximo da composição físico-química do rio Amazonas.

A composição mista da água foi registrada tanto pela percepção visual fisiográfica observada em campo bem como através de análise físico-química da água da praia do Maracanã. Assim, no período das águas baixas de 2015, quando a cota fluvial do rio Tapajós atingiu seu valor mínimo (1,5m) e comparando-se ao mesmo período de 2017 (5,41m), o perfil de composição da água se repetiu e se aproximou mais ao do rio Amazonas, tendo a água valores de turbidez de $14,24 \pm 2,44$ UNT e condutividade elétrica de $40,4 \pm 2,54$ $\mu\text{S cm}^{-1}$, conforme mostrado na figura 6.

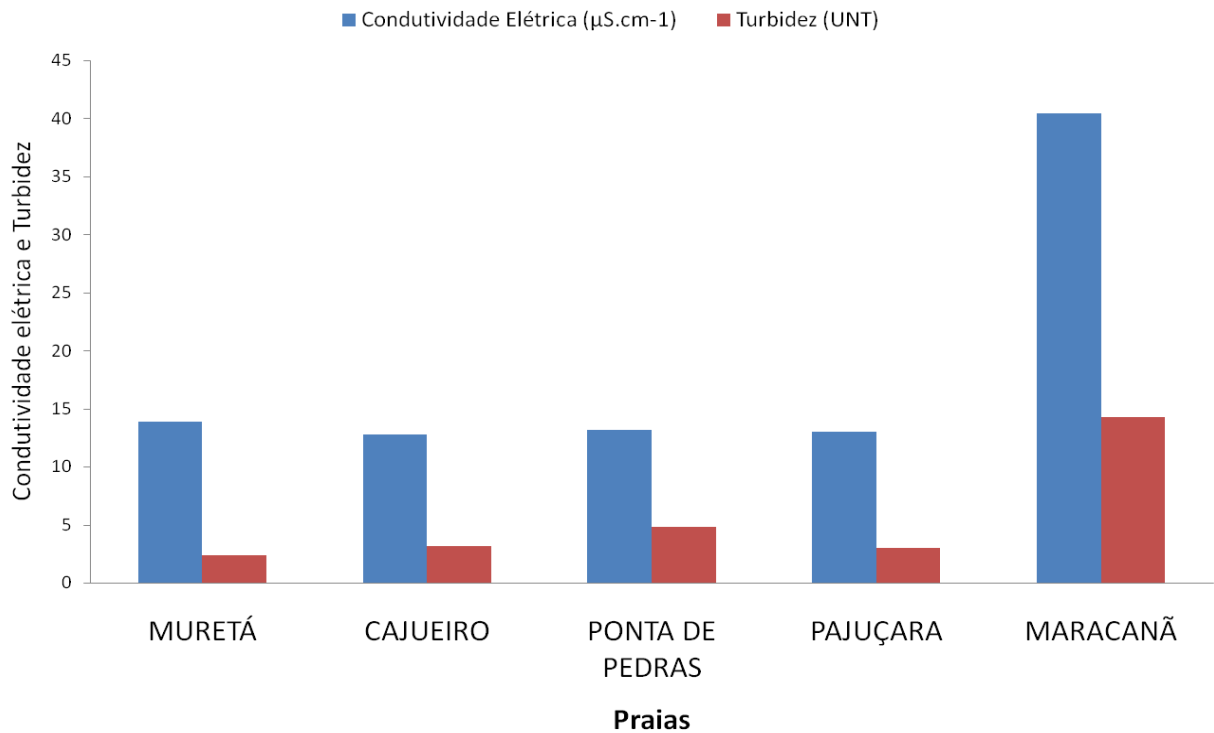


Figura 6. Valores médios dos parâmetros condutividade elétrica e turbidez por praia na fase de águas baixas de 2015.

A Figura 6 demonstra que os resultados de turbidez e condutividade elétrica na praia do Maracanã foram superiores aos das demais praias. A composição do material determinando turbidez na água deste trecho da calha do rio Tapajós é formada por sólidos em suspensão na forma de um complexo coloidal composto por matéria orgânica, argila e silte,

reforçando assim a contaminação das águas do rio Tapajós pelas do rio Amazonas, já que esse perfil não foi observado nos pontos a montante.

Abdo et al. (1997) reportaram valores de turbidez para águas do rio Tapajós a 259 km a montante de Santarém, já nas imediações do município de Itaituba, como da ordem de 6,5 UNT. Escala esta de turbidez típica de rios de águas claras com pouco sólidos em suspensão (Horbe et al., 2005). Também a condutividade média ($40,4 \pm 2,54 \mu\text{S cm}^{-1}$) das águas da calha do rio Tapajós no perímetro da praia do maracanã se aproxima da faixa de condutividade elétrica ($60-70 \mu\text{S cm}^{-1}$) descrita por Sioli (1984) para o rio Amazonas.

4.3.1.2 Dinâmica quanto ao regime fluvial e pluvial

Independente de praia, comparando-se os IQAs médios entre as hidrógrafas fluviais, na hidrógrafa águas altas o IQA médio foi significativamente melhor do que nas águas baixas ($\text{KW-H}_{1,100} = 5,319$, $p = 0,0211$), conforme evidenciado na Figura 7. Não houve diferença significativa quando se testou a interação dos IQAs entre praia e fase ($F_{4, 90} = 0,694$, $p = 0,597$).

O regime fluvial dos rios amazônicos, incluindo o Tapajós, é fortemente regulado pela variação das taxas pluviométricas mensais ao longo do ano. Assim, embora seja na fase das águas altas que ocorra a maior intensidade pluviométrica e, conseqüentemente, maior escoamento superficial que predispõe à deterioração de qualidade da água, registraram-se os melhores valores de IQA nesta fase, inclusive nas praias mais urbanizadas, ao contrário da fase de águas baixas que registrou IQA inferior (Figura 7).

Inferese que este cenário esteja relacionado ao volume de água captado na área de captação dinâmica do trecho fluvial estudado, que contribui para uma elevação do caudal do pico da seca ($1.303 \text{ m}^3/\text{s}$) para as cheias mais intensas ($34.233 \text{ m}^3/\text{s}$) de até 26 vezes (Santos et al., 2015), o que indubitavelmente se repercute com a mesma proporcionalidade nas taxas de diluição e resiliência depurativa de qualidade da água entre as duas fases hidrográficas fluviais consideradas.

No Brasil há uma escassez de estudos relacionando índices de qualidade da água com flutuações de regimes fluviais, mormente na Amazônia. Porém, esta dinâmica tem sido investigada considerando-se de forma isolada alguns dos nove parâmetros de qualidade da água que foram utilizados para o cálculo do IQA no presente. Neste sentido, Queiroz e Rubim (2016) relacionaram as densidades de coliformes termotolerantes com a variação do regime fluvial do rio Negro e reportaram tendência de melhores resultados de qualidade da água no período das águas altas.

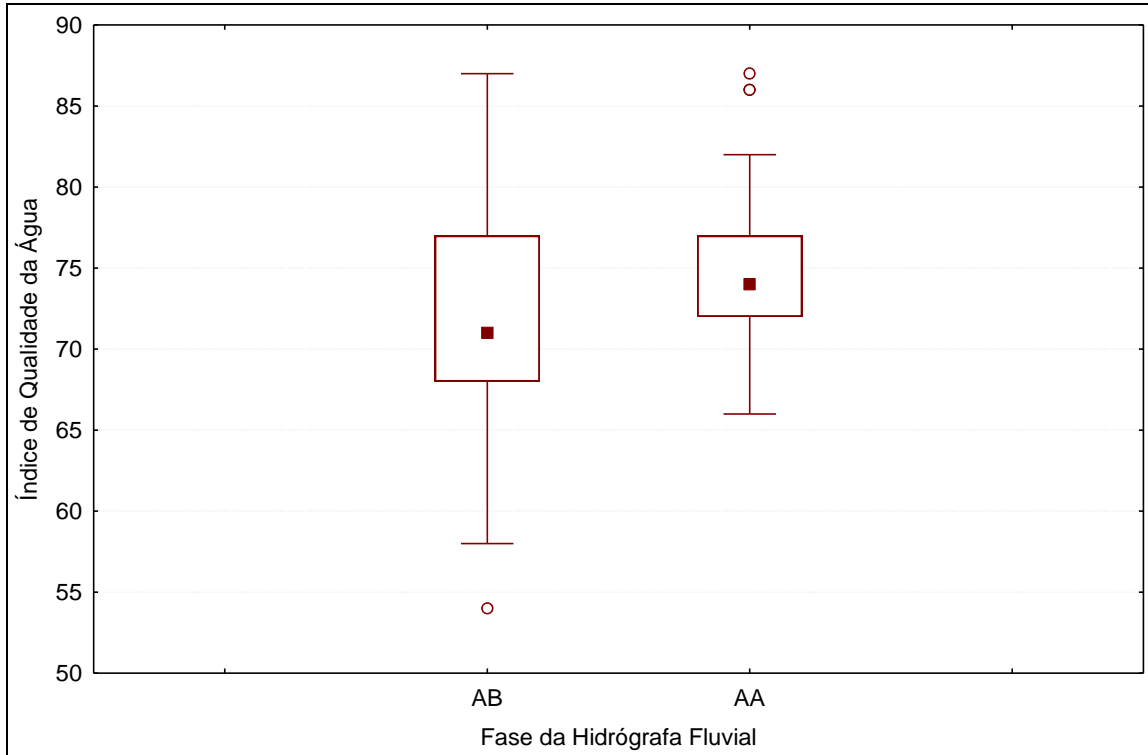


Figura 7. Variação dos IQAs por fase da hidrógrafa fluvial.

Para a dinâmica pluvial, quando testadas as correlações dos valores da cota fluvial do rio Tapajós e das taxas de precipitação acumulada nas últimas 24h, 48h e 72h que antecederam a coleta, observou-se que tanto a precipitação acumulada nas últimas 24h quanto a acumulada nas últimas 72h se correlacionou negativamente com os Índices de Qualidade da Água ($r = -0,22$, $p < 0,05$) e ($r = -0,28$, $p < 0,05$), respectivamente. A Tabela 8 apresenta uma matriz de correlação do IQA e cota fluvial contra as taxas de precipitação.

Tabela 8. Matriz de correlação do IQA com as taxas de precipitação e cota fluvial.

Matriz de Correlação de Pearson.					
Valores destacados em negrito são significativos para $p < 0,05$ (N=100).					
	IQA	P24	P48	P72	Cota
IQA	1,00				
P24	-0,22	1,00			
P48	-0,14	0,85	1,00		
P72	-0,28	0,70	0,80	1,00	
Cota	-0,18	0,32	0,26	0,30	1,00

Assim, ficou evidente que nesta seção fluvial do rio Tapajós, a ocorrência de intensos eventos de chuva; até três dias (72h) que antecederam a coleta; na área de influência de

contribuição dinâmica do trecho fluvial em questão aumentou a probabilidade de uma praia apresentar decaimento no IQA. No presente, os eventos de chuva mais intensos registrados foram da ordem de 55 mm. Em países como nos estados unidos, por exemplo, já fora reportado que escoamento superficial gerado por água pluvial a partir de alturas de chuva de 6 mm foram suficientes para afetar negativamente a qualidade da água de praias, principalmente no que tange ao transporte de fezes de animais associados a este (Ackerman e Weisberg, 2003).

Já no Brasil, Andrietti et al. (2016) avaliaram, na microbacia hidrográfica do rio Caiabi-MT, a variação temporal dos índices de qualidade da água em períodos de seca e chuva e não encontraram diferença significativa entre os períodos. No Córrego Rico, localizado entre as cidades de Monte Alto - SP e Jaboticabal - SP, Zaniniet al. (2010) também reportaram ausência de variação significativa de IQA fluvial entre estações de seca e chuva. Toledo e Nicolella (2002) observaram que a taxa de precipitação mensal sobre a qualidade da água do rio Ribeirão Jardim não foi significativa, apesar de observada uma discreta baixa da qualidade da água no período chuvoso. Na Amazônia, Silva et al. (2007) analisando séries temporais de precipitação e os efeitos destas sobre a qualidade da água de outro importante afluente do rio Amazonas, o Purus, que possui área de drenagem com floresta primária nativa, identificaram diferenças estatisticamente significativa para quatro (temperatura, condutividade, turbidez e sólidos suspensos) das cinco variáveis de qualidade da água investigadas, e concluíram assim que o regime pluviométrico local agiu como o principal agente influenciador da qualidade da água do Purus.

4.3.2 Índice de Estado Trófico - IET

As concentrações médias com seus respectivos desvios padrões dos parâmetros fósforo total e clorofila-a além das classificações quantitativa e qualitativa dos índices de estados tróficos para as praias da seção fluvial estudada do rio Tapajós, estão apresentados na tabela 6.

Os IETs mínimo ($40 \pm 7,5$) e máximo ($48 \pm 6,8$) foram registrados coincidentemente na praia do Pajuçara nas fases de águas baixas e águas altas, respectivamente. O IET médio gerado, independente de praia, para a seção fluvial foi de $43 \pm 6,95$.

Os valores médios de IET foram bastante constantes espacialmente (Tabela 9) e não se diferenciaram significativamente entre as praias ($F_{4, 95} = 0,298$, $p = 0,878$).

Ao se testar o efeito do regime fluvial, independente de praia, os valores médios de IET também não se diferenciaram significativamente entre as fases da hidrógrafa fluvial com médias de $42 \pm 7,44$ e $44 \pm 6,41$ para as fases de águas baixas e águas altas, respectivamente ($F_{1,90} = 1,937$, $p = 0,167$).

Tabela 9. Média (Med.) e desvio padrão (DP) dos parâmetros analisados e dos IETs do fósforo e clorofila a e IET geral, nos dois períodos do hidrograma fluvial.

PRAIAS	FASE	PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)		CL ($\mu\text{g L}^{-1}$)		IET PT		IET CL		IET		CLASSIFICAÇÃO
		Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	
Muretá	AB	2,03	2,65	2,11	1,48	32,45	8,38	52,17	12,06	42,31	6,66	Ultraoligotrófico
	AA	2,76	1,42	1,24	0,76	38,01	4,75	48,62	10,17	43,31	5,65	Ultraoligotrófico
Cajueiro	AB	0,88	0,96	2,73	3,86	30,67	5,57	53,04	11,03	41,85	7,60	Ultraoligotrófico
	AA	1,54	1,06	1,62	0,89	34,79	4,48	52,10	8,32	43,44	3,66	Ultraoligotrófico
Ponta de Pedras	AB	4,91	5,48	2,24	2,58	36,82	9,32	49,59	14,33	43,20	8,41	Ultraoligotrófico
	AA	6,64	9,66	1,22	1,10	39,12	7,58	46,46	11,99	42,79	8,16	Ultraoligotrófico
Pajuçara	AB	5,68	5,36	1,00	1,39	37,75	10,12	43,12	12,13	40,43	7,50	Ultraoligotrófico
	AA	10,22	14,18	2,57	1,77	40,89	8,04	54,80	10,37	47,85	6,84	Oligotrófico
Maracanã	AB	9,05	5,89	1,53	1,88	40,94	8,69	50,12	15,54	45,53	7,51	Ultraoligotrófico
	AA	6,07	7,03	1,14	0,89	39,77	7,16	47,41	10,13	43,59	6,79	Ultraoligotrófico

Quanto à abordagem pluviométrica, no que tange a possíveis correlações dos valores de IET com os das taxas de precipitação local nenhuma das taxas de precipitação acumuladas nas últimas 24h ($r = 0,12$, $p = 0,201$), 48h ($r = 0,12$, $p = 0,202$) e 72h ($r = 0,15$, $p = 0,116$) se correlacionaram significativamente com os índices de estado trófico das praias investigadas no rio Tapajós.

Abreu e Cunha (2016) reportaram para uma seção fluvial com extensão de 80 Km no baixo rio Jari (estado do Amapá) valores de IET variando de 39 a 55, sendo estes levemente superiores aos valores registrados no presente para o rio Tapajós, de forma semelhante os autores não evidenciaram variações espaciais e temporais nos valores de IETs para aquela seção fluvial.

Maia et al. (2015) reportaram valores de IETs para o baixo rio São José dos Dourados no estado de São Paulo com as águas daquele rio sendo classificadas como ultraoligotróficas ($\text{IET} \leq 47$) no período chuvoso e oligotróficas ($47 < \text{IET} \leq 52$) no período de estiagem.

Na região do baixo rio Tapajós o único trabalho disponível na literatura científica, até o presente, sobre índice de estado trófico de corpos d'água é o de Aguiar et al. (2015). Este trabalho reportou valores de IETs para 24 microbacias fluviais (igarapés) na região dos municípios de Santarém e Belterra. Os índices de estado trófico relatados foram levemente

menores no período chuvoso com IET médio de 47, classificando as águas daqueles córregos como ultraoligotrófico, enquanto que no período de estiagem as condições decaíram para oligotróficas com IET médio de 48,14. Para os autores esta variação é influenciada naturalmente pelas áreas totais de captação dinâmica das bacias entre as fases do ciclo hidrológico que envolve a precipitação, infiltração e escoamento. O cenário de trofia destas microbacias foi associado à retirada da cobertura vegetal das áreas de drenagens, em decorrência da diversidade dos usos da terra que ocorrem na região, como agricultura de pequeno porte, criação de animais, dentre outros.

Sendo assim, na bacia do rio Tapajós, a estabilidade dos índices de trofia ao longo do ano parece ser mais sensível nos rios de menor grandeza que formam a rede de drenagem deste, fazendo com que estas microbacias respondam em diferentes graus de intensidade quanto aos índices de trofia, porém de acordo com sua localização no terreno, condição de conservação, tempo e tipos de uso do solo, principalmente o uso agrícola (Aguiar et al., 2015). Sharpley et al. (2003) defendem que atividades agrícolas, especialmente onde não ocorrem práticas conservacionistas no uso do solo, contribuem para o aumento da eutrofização nos ecossistemas aquáticos devido à contribuição do fósforo transferido para a água. O somatório do grau de trofia destes tributários do rio Tapajós, nesta seção fluvial; que na sua maioria são de menor grandeza fluvial; contemporaneamente, ainda não é suficiente para impor uma condição de trofia mais permanente ou crônica nas águas do canal principal, nem em nível de fase do regime fluvial nem em nível de estação do regime pluvial. O que aqui se atribui ao seu espetacular potencial de diluição e depuração, corroborado pela extensão quilométrica de sua seção transversal no trecho estudado que vai de 10 a 20 quilômetros de extensão, para em seguida finalmente desaguar no rio Amazonas.

4.4 CONCLUSÃO

Os resultados dos índices de qualidade da água e de estado trófico apontam que as praias investigadas apresentam boa qualidade e muito baixo potencial de eutrofização. Estes resultados expressam que o rio Tapajós, no trecho avaliado, apresenta boas condições ambientais, com áreas de florestas marginais relativamente bem conservadas e que desempenham bem sua função tampão. Some-se a isto o seu elevado débito fluvial que garante uma eficiente capacidade de depuração de substâncias, mesmo no período de águas baixas. Porém, nesta fase o rio é mais sensível à degradação da qualidade de suas águas,

principalmente após eventos intensos de chuvas esporádicas em sua área de captação pluviométrica.

4.5 AGRADECIMENTOS

Ao Projeto INCT da Adaptação da Biota Aquática da Amazônia – ADAPTA/CNPQ, a Prefeitura Municipal de Santarém, pelo financiamento do estudo por meio do Contrato N° 007/2015, a Empresa Junior dos Cursos de Bacharelados e a Universidade Federal do Oeste do Para através do Laboratório de Biologia Ambiental, pelo apoio logístico de infraestrutura para realização desta pesquisa.

4.6 REFERÊNCIAS

ABDO, J. M. M.; BENEVIDES, V. F. de S.; COIMBRA, R. M.; OLIVEIRA, E. de; LOURD, M.; FRITSCH, J. M. HIBAM: Hidrologia da Bacia Amazônica: décima campanha de amostragem de água e sedimentos nas bacias dos rios Tocantins, Xingu e Tapajós, Brasília, Marabá, Altamira, Itaituba. 1997.

ABREU, C. H. M.; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. p. 1-12. 2016. DOI: 10.1590/S1413-41522016144803.

ACKERMAN, D.; WEISBERG, S.B. Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica Bay beaches. **Journal of water and health**. 1(2): 85-89, 2003.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. Indicadores de qualidade - Índice de qualidade das águas (IQA). Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indiceaguas.aspx>>. Acesso em: 10 jan. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2011. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Organizadores: Carlos Jesus Brandão [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília. 2011. 326 pp.

AGUIAR, C. P. O.; PELEJA, J. R. P.; SOUSA, K. N. S. Qualidade da Água em Microbacias Hidrográficas com Agricultura nos Municípios de Santarém e Belterra, Pará. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.38, n.6, p.983-992. 2014.

AGUIAR, C. P. O.; PELEJA, J. R. P.; SOUSA, K. N. S.; GOCH, Y. G. F.; GUIMARÃES, A. S. Nível de Trofia em Microbacias Hidrográficas sob Diferentes Usos de Solo, na Região Amazônica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre-RS, v. 20 n.4, p. 1093 – 1102. 2015.

AMORIM, D. G.; CAVALCANTE, P. R. S.; SOARES, L. S.; AMORIM, P. E. C. Enquadramento e Avaliação do Índice de Qualidade da Água dos Igarapés Rabo de Porco e Precuá, Localizados na Área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**. p. 1-9. 2016. DOI: 10.1590/S1413-41522016131212.

ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G.; ALMEIDA, F. T.; BONGIOVANI, M. C.; SCHNEIDER, R. M. Índices de Qualidade da Água e de Estado Trófico do Rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente & Água**. v. 11 n. 1, p. 162-175, 2016. doi:10.4136/ambi-agua.1769.

APHA, AWWA, WEF. 2012. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington. 1360 pp.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9897. 1987a. Planejamento de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores. Rio de Janeiro. 1987. p. 24.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9898. 1987b. Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores. Rio de Janeiro. 1987. p. 22.

AYRES, M.; AYRES, M. J.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **BioEsta 2.0: Aplicações Estatísticas nas Áreas Biológicas e Médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília: CNPq, XII. 2000. p. 272.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho nacional do meio ambiente/CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF. 2005.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Águas Interiores. Índices de Qualidade da Água. São Paulo. 2013. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/01.pdf>>. Acesso em: 20/08/2017.

DE SOUSA, E. B.; AMBRIZZI, T. Pentad Precipitation Climatology over Brazil and the Associated Atmospheric Mechanisms. **Climanálise**, v.1, p. 1-20. 2003.

FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C.; FIA, F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. Qualidade da Água de um Ecossistema Lótico Urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20 n.1, p. 267 – 275. 2015.

GALLO, M. N.; VINZON, S. B. Generation of Overtides and Compound Tides in Amazon Estuary. **Ocean Dynamics**, v. 55, p. 441–448. 2005. DOI 10.1007/s10236-005-0003-8

HORBE, A. M. C.; GOMES, I. L. F.; MIRANDA, S. F.; SILVA, M. S. R. Contribuição À Hidroquímica de Drenagens no Município de Manaus - AM. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 119-124. 2005.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. (cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/pa/santarem/panorama). Acesso em 12 de agosto de 2017.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de Trofia em Corpos D'Água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento**. 2004.238f. Tese de Doutorado em Ecologia Aplicada. Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L.; CARVALHO, F. T. Comparação de Dois Índices de Determinação do Grau de Trofia nas Águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v 20, n. 4, p. 613-622, 2015.

MENEZES, J. P. C; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação Entre Padrões de Uso e Ocupação do Solo e Qualidade da Água em uma Bacia Hidrográfica Urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.3, p. 519-534. 2016. DOI: 10.1590/S1413-41522016145405.

MOLINIER, M.; GUYOT, J. L.; OLIVEIRA, E.; GUIMARÃES, V.; CHAVES, A. Hidrologia da bacia do rio Amazonas. **A Água em Revista**, v. 2, n. 3, pp. 31-36. 1994.

PIRATOBA, A. R. A; RIBEIRO, H. M. C.; MORALES, G. P.; GONÇALVES, W. G. Caracterização de Parâmetros de Qualidade da Água na Área Portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**. v. 12 n. 3, pp. 436-456. 2017. doi:10.4136/ambi-
agua.1910

QUEIROZ, C. P. S.; RUBIM, M. A. L. Avaliação da Condição de Balneabilidade na Orla Urbana de Manaus/AM/Brasil. **Scientia Amazonia**, v. 5, n.2, p. 24-33. 2016.

SANTARÉM. Prefeitura Municipal. Caracterização Municipal de Santarém. 2008.

SANTOS, C.A.; ARAÚJO, I. B.; WANZELER, R.T.S.; SERRÃO, E.A.O.; FARIAS, M.H.C.S.; LIMA, A.M.M. Regionalização Hidroclimatológica da bacia hidrográfica do rio Tapajós. **Rev. Geográfica Acadêmica**, v. 9, n. 1, p. 32–51, 2015.

SEMAD. **Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA): Estabelecimento das Equações do Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais/Programa Nacional de Meio Ambiente PNMAII. Belo Horizonte-MG. 2005. 19 p.

SERAFIN, I. T.; HENKES, J. A. Água de Lastro: Um Problema Ambiental. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 92-112, 2013.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T.; SIMS, A.; LEMUNYON, R.; STEVENS, R.; PARRY, R. **Agricultural phosphorus and eutrophication**. 2. ed. Ohio: United States Department of Agriculture. Agricultural Research Service, 2003. 36p.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T. Influência da Precipitação na Qualidade da Água do Rio Purus. In: ANAIS XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Florianópolis, Brasil, 21 – 26 de abril, INPE, p. 3577-3584. 2007.

SILVA, S. C. F. **Monitoramento de cianobactérias através da análise de densidade celular e clorofila-*a*no canal principal do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia, Brasil.** Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal do Pará, Santarém, Pará, 46 p. 2009.

SIOLI, H. **The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types**, p. 127-165, In: Sioli, H. [ed.] *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin (Monographiae Biologicae v.56)*. Dr. W. Junk Publishers. The Netherlands. 1984.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de Água em Microbacia sob Uso Agrícola e Urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162002000100026>.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do Uso e Ocupação do Solo nos Recursos Hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 55-64, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000100008>.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 592 p.: il. - (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7). 252 e 253pp.2014.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Marcos Von Sperling. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7). 588pp.2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for safe recreational water environments: coastal and fresh waters**. Geneva, Switzerland. 2003. v.1, 253p.

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da Água da Microbacia do Córrego Rico Avaliada pelo Índice de Qualidade de Água e de Estado Trófico. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.4, p.732-741. 2010.

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. 2. ed. Ed. Prentice Hall. 1984. 718 p.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os aspectos de qualidade da água para balneabilidade das principais praias do baixo rio Tapajós, demonstraram situação de enquadramento própria, com exceção da praia do Maracanã que se apresentou imprópria em dois períodos anuais, 2015 e 2018.

A variação do regime fluvial do rio Tapajós não se apresentou como fator determinante para degradação das condições de balneabilidade. Todavia, a variação espacial indicou as praias localizadas mais próximas ao centro urbano mais sensível à diminuição de qualidade de suas águas.

Os resultados dos índices de qualidade da água e de estado trófico apontam que as praias investigadas apresentam boa qualidade e baixo potencial de eutrofização. Estes resultados expressam que o rio Tapajós, no trecho avaliado, apresenta boas condições ambientais, com áreas de florestas marginais relativamente bem conservadas.

Por fim, apesar do rio Tapajós, no trecho estudado, apresentar boas condições de qualidade da água, quanto aos aspectos dos índices de qualidade e trofia das águas, a intensificação do uso e ocupação do solo em sua área de drenagem, como retirada de florestas marginais, urbanização, entre outros usos, contribuirá para um grau de comprometimento maior da qualidade de suas águas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente/CONAMA. Resolução nº 274 de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Brasília, DF.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho nacional do meio ambiente/CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho nacional do meio ambiente/CONAMA. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, DF.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2013. Águas Interiores. Índices de Qualidade da Água. São Paulo. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/01.pdf>>. Acesso em: 20/08/2017.

Esteves, F.A.; Meirelles Pereira, F. 2011. Eutrofização Artificial. In: ESTEVES, F.A. (Coord.). *Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Editora Interciência. Rio de Janeiro. p. 625 – 655.

Lopes, F. W. A. 2012. *Proposta Metodológica para Avaliação de Condições de Balneabilidade em Águas Doces no Brasil*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Belo Horizonte, MG. 18p.

Lopes, F.W. A.; Magalhães Jr, A.P.; Von Sperling, E. 2013. Balneabilidade em águas doces no Brasil: riscos a saúde, limitações metodológicas e operacionais. *Hygeia*, 9(16):28 – 47.

Martins, L.K.A. 2012. *Contribuições para o monitoramento de balneabilidade em águas doces no Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Minas Gerais. 122p.

PARATUR. 2009. Resumo Executivo do Pólo Tapajós – PA/ Ministério do Turismo. Paratur. Belém: Empresa Expansão Gestão em Educação e Eventos, 36 f.

Philippi Jr. A. 2005. *Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. Barueri: Manole, 842 p.

PREFEITURA DE BELÉM. 2019. Balneabilidade: SEMMA Libera Praias de Outeiro, Icoaraci e Mosqueiro. (<http://www.belem.pa.gov.br/app/c2ms/v/?id=1&conteudo=3248>). Acesso: 26/04/2019.

Queiroz, C. P. S.; Rubim, M. A. L. 2016. Avaliação da condição de balneabilidade na orla urbana de Manaus/AM/Brasil. *Scientia Amazonia*, v. 5, n.2, p. 24-33.

Rodrigues, R. P. C.; Santos, K. S.; Menezes, H. Q.; Guimarães, R. J. P. S. 2016. Balneabilidade das Praias da Ilha de Mosqueiro, Belém (Pa), Brasil, no Ano de 2015/2016. XVII SILUBESA. Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, SC.

Tundisi, J.G. 2003. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. Editora Rima, São Paulo. 247 pp.

Tundisi, JG. 2000. Limnologia e gerenciamento de recursos hídricos: Avanços conceituais e metodológicos. *Ciência e Ambiente*, n. 21, p. 9-20.

Von Sperling, M. 1996. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. 452 p.

Von Sperling, E. 2003. Água para saciar corpo espírito: Balneabilidade e outros usos nobres. In: Anais. XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Joinville.

Von Sperling, M. 2014. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Marcos Von Sperling. – 2. ed. – Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 592 p.: il. - (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7). 252 e 253pp.