

UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS - UEA
ESCOLA NORMAL SUPERIOR – ENS
MESTRADO PROFISSIONAL EM REDE NACIONAL EM GESTÃO E
REGULAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS–ProfÁgua

SUBSÍDIOS PARA A FASE DIAGNÓSTICA DO ENQUADRAMENTO DO
LAGO DE SERPA EM ITACOATIARA/AM

ERIC LEANDRO SILVA PEREIRA

Manaus, Amazonas

Abril, 2019

UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS - UEA
ESCOLA NORMAL SUPERIOR – ENS
MESTRADO PROFISSIONAL EM REDE NACIONAL EM GESTÃO E
REGULAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS–ProfÁgua

ERIC LEANDRO SILVA PEREIRA

SUBSÍDIOS PARA A FASE DIAGNÓSTICA DO ENQUADRAMENTO DO
LAGO DE SERPA EM ITACOATIARA/AM

Área de Concentração: Instrumentos da Política de Recursos Hídricos

Linha de Pesquisa: Ferramentas aplicadas aos Instrumentos da Política de Recursos Hídricos

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Rede Profagua(UEA) como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. CarlossandroCarvalho de Albuquerque

Co-orientadora: Prof^a. Dra. Ieda Hortêncio Batista

Manaus, Amazonas

Abril, 2019

FOLHA DE APROVAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos-ProfÁgua, como requisito parcial para obtenção do grau de mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos na área de concentração:Instrumentos da Política de Recursos Hídricos.

Aprovada em 02 de Abril de 2019

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Carlossandro Carvalho de Albuquerque
Universidade do Estado do Amazonas (UEA) – Orientador

Prof^a. Dr^a. Maria da Gloria Gonçalves de Melo
Universidade do Estado do Amazonas (UEA/ENS) – Membro Interno

Prof^a. Dr^a. Ana Rosa Tundis Vital Trigo
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) – Membro Externo

436s Pereira, Eric Leandro Silva
Subsídios para a fase diagnóstica do enquadramento do
Lago de Serpa em Itacoatiara/AM / Eric Leandro Silva
Pereira. Manaus : [s.n.], 2019.
158 f.: color.; 31 cm.

Dissertação - PGSS - Gestão e Regulação de Recursos
Hídricos (Mestrado) - Universidade do Estado do
Amazonas, Manaus, 2019.

Inclui bibliografia

Orientador: Carlossandro Carvalho de Albuquerque

Coorientador: Ieda Hortêncio Batista

1. Recursos Hídricos. 2. Instrumento. 3. Gestão. 4.
Lago. I. Carlossandro Carvalho de Albuquerque (Orient.).
II. Ieda Hortêncio Batista (Coorient.). III. Universidade
do Estado do Amazonas. IV. Subsídios para a fase
diagnóstica do enquadramento do Lago de Serpa em
Itacoatiara/AM

Dedico este trabalho, especialmente a minha mãe Helena da Silva Pereira (*in memoriam*), meu exemplo de vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me conceder essa maravilhosa oportunidade de busca por novos conhecimentos e por ter me dado forças para enfrentar os obstáculos com fé e perseverança.

Ao meu Orientador Dr. Carlossandro Albuquerque por todo apoio e conhecimento que me passou e por sua paciência em me ajudar ao longo dessa caminhada.

A minha co-orientadora Dra. Ieda Batista por fazer parte deste trabalho, por sua paciência e carinho.

Aos meus colegas do curso de mestrado pela harmoniosa convivência durante o curso.

A minha amiga Luciani Aguiar Pinto por me incentivar sempre a seguir em frente e por todo apoio.

A Dra Ana Rosa Vital por ter permitido a realização desse trabalho ao disponibilizar todo acervo para a realização do mesmo e pelo apoio em todas às horas que precisei.

Ao Dr. Sávio Filgueiras pela sua valiosa colaboração na execução desse trabalho, sua paciência e sabedoria para ensinar-me.

Ao meu amigo Gilvan Ferreira por todo apoio e amizade.

A todo corpo docente do programa ProfÁgua da Universidade do Estado do Amazonas pelos ensinamentos, eu expresso minha gratidão.

À Agência Nacional de Água (ANA) por idealizar a realização desse programa e capacitar novos profissionais em prol dos recursos hídricos.

À Universidade do Estado do Amazonas (UEA) e à Coordenação do Programa de Pós-Graduação Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos–ProfÁgua, e da Universidade do Estado do Amazonas por todo apoio dado ao corpo docente.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a todas Universidades integrantes do ProfÁgua.

RESUMO

O lago de Serpa, localizado no município de Itacoatiara-AM, é um ambiente aquático que apresenta características peculiares, as quais influenciam a química de suas águas. Essas peculiaridades são devido ao fato do mesmo receber contribuições tanto do rio Urubu, que apresenta águas pretas, como do rio Amazonas que é classificado como sendo um rio de águas brancas. O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água do lago de Serpa, os seus usos preponderantes, as fontes poluidoras, identificar áreas reguladas por legislação específica no entorno do lago e caracterizar o uso e ocupação do solo, para subsidiar a fase diagnóstica do enquadramento do mesmo. Em relação a qualidade da água foram analisados, no período de 2009 a 2016, parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. Os valores de pH variaram de 5,72 a 6,26 sendo que 33,6 % dos registros, considerando o agrupamento dos pontos, não estão em conformidade como os limites da CONAMA 357/05 para classe II. Em relação ao oxigênio dissolvido o valor médio mínimo observado foi de 3,27 mg/L e a porcentagem de não conformidade com a CONAMA 357/05 foi de 83 %.Essas não conformidades são explicadas pelo fato de ambientes aquáticos na Amazônia apresentarem baixas concentrações de oxigênio dissolvido e os baixos valores de pH são encontrados naturalmente em ambientes de águas pretas. A caracterização do uso e ocupação do solo foi realizada através de imagens do satélite Landsat para o período de 2009 a 2016, por meio de uma classificação supervisionada. Os resultados apontam para mudanças no uso e ocupação do solo com a substituição de floresta para pastagem e solo exposto na área de preservação ambiental onde o lago está inserido. Dentre os usos preponderantes no lago, para o ponto 1 tem-se: irrigação, abastecimento doméstico, recreação, dessedentação animal, preservação da biota aquática e pesca. No ponto 2 prevalece a pesca, recreação e preservação da biota. Para o ponto 3 os usos preponderantes são a pesca, recreação, irrigação e preservação da biota. As fontes poluidoras encontradas no lago foram as pastagens, resíduos sólidos, carvoaria e efluentes domésticos. As informações supracitadas constituem um valioso suporte para o processo de enquadramento das águas, e iniciar o mesmo, em um pequeno corpo hídrico como é o caso do lago de Serpa vale como experiência para verificação de acertos e ajustes dos erros, facilitando assim a expansão deste instrumento no estado do Amazonas.

Palavras chave: Recursos Hídricos. Instrumento. Gestão. Lago.

ABSTRACT

The Serpa Lake, located in the municipality of Itacoatiara-AM, is an aquatic environment that has peculiar characteristics which influences the chemistry of its water. This is because the lake receives contributions from both Urubu river, which is classified as blackwater river, and from the Amazon river, a whitewater river. The present study aimed to evaluate the Serpa Lake on its water quality, its predominant uses, polluting sources, identify areas regulated by specific legislation, at the lake surroundings, and characterize land use and occupancy to subsidize the diagnostic phase of its framing. From 2009 to 2016, physical, chemical and microbiological parameters of the water were analyzed. The pH values ranged from 5.72 to 6.26 and 33.6% of the records, considering the total of measured points, do not comply with the limits of CONAMA 357/05 for class II. For dissolved oxygen, the averaged minimum value was 3.27mg / L and a percentage of non-compliance with CONAMA 357/05 was 83%. These nonconformities are explained by the fact that they were found in the Amazon at low dissolved oxygen concentrations and low pH levels are naturally found in blackwater environments. Land use and occupation were characterized using Landsat satellite images for the period from 2009 to 2016, through a supervised classification. Results indicate changes in land use and occupation with replacing of the forest for pasture and soil exposure in an environmental preservation area where the lake is located. The main uses predominant in the lake for point 1 are: irrigation, recreation, animal desedentation, preservation of aquatic biota and fishing. In the point 2 prevails fishing, recreation and biota preservation. For point 3 the main interests are fishing, recreation, irrigation and the preservation of biota. Polluting sources found in the lake were pastures, solid waste, charcoal and domestic effluents. The above information will provide support for the water framing process, and starting it in a small water body such as Serpa Lake was an experience for verifying results and adjusting errors, thus facilitating expansion of this instrument in the state of Amazonas.

Keywords: Water resources. Instrument. Management. Lake.

Tentei descobrir na alma alguma coisa mais profunda do que não saber nada sobre as coisas profundas. Consegui não descobrir. **(Manoel de Barros)**

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2.OBJETIVOS	12
2.1 Objetivo Geral	12
2.2 Objetivos Específicos.....	12
3.JUSTIFICATIVA	13
4. REFERENCIAL TEÓRICO	14
4.1. Qualidade da água.....	14
4.1.2 Parâmetros físicos	18
4.1.2.1 Cor.....	18
4.1.2.2. Turbidez.....	19
4.1.2.3. Sabor e Odor	20
4.1.2.4. Temperatura	20
4.1.3 Parâmetros Químicos	20
4.1.3.1 pH.....	21
4.1.3.2. Alcalinidade	21
4.1.3.3. Acidez.....	22
4.1.3.4. Dureza	22
4.1.3.5. Ferro e Manganês	23
4.1.3.6. Cloretos	24
4.1.3.7. Nitrogênio	24
4.1.3.8. Fósforo	26
4.1.3.9. Oxigênio Dissolvido (OD)	27
4.1.3.10. Matéria Orgânica	28
4.1.3.11. Micropoluentes Inorgânicos.....	29
4.1.3.12. Micropoluentes Orgânicos.....	29
4.1.4. Parâmetros microbiológicos.....	30
4.1.4.1. Organismos patogênicos e indicadores de contaminação fecal	30
4.1.4.2. Organismos indicadores de contaminação fecal	30
4.2 Histórico do enquadramento dos corpos d'água.....	32
4.3 Aspectos conceituais do enquadramento dos corpos d'água	35
4.4 Relação do enquadramento com os demais instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos e com os instrumentos de gestão ambiental	42
4.4.1. Planos de Bacias	43
4.4.2 Outorga	44
4.4.3 Cobrança pelo uso dos recursos hídricos.....	44
4.4.4. Política Nacional de Saneamento Básico	45
4.4.5. Licenciamento ambiental	46

4.4.6	Uso do solo.....	47
4.4.7	Zoneamento Ecológico-Econômico	47
4.5	Etapas do processo de enquadramento dos corpos d'água	48
4.5.1.	Diagnóstico da bacia.....	50
4.5.2.	Prognóstico.....	50
4.5.3	Elaboração das alternativas de enquadramento.....	50
4.5.4	Análise e deliberação do Comitê	51
4.5.5.	Programa de efetivação.....	51
5.	MATERIAL E MÉTODOS	52
5.1.	Área do Estudo	52
5.2.	Caracterização dos parâmetros de qualidade da água.....	52
5.2.1.	Parâmetros Físicos	53
5.2.2	Parâmetros Químicos	53
5.2.3.	Parâmetros microbiológicos.....	54
5.3	Procedimentos de coleta.....	54
5.3.1.	Pontos de coleta e metodologia para coleta	54
5.4	Identificação dos usos preponderantes.....	56
5.5.	Identificação das possíveis fontes poluidoras.....	57
5.6.	Identificação de não conformidades dos parâmetros de qualidade da água em relação ao padrão ambiental (Resolução CONAMA nº 357/05).....	59
5.7.	Identificação de áreas protegidas por legislação específica	61
5.8.	Caracterização do uso e ocupação do solo	61
5.8.1.	Classificação do uso do solo	61
5.8.2.	Cálculo do desmatamento	63
5.9.	Análise estatística	64
6.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	65
6.1	Caracterização física do lago de Serpa	65
6.2.	Avaliação da qualidade da água do lago de Serpa por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos.....	66
6.2.1.	Turbidez.....	66
6.2.2.	Cor.....	69
6.2.3.	Condutividade elétrica	71
6.2.4.	pH	73
6.2.5.	Alcalinidade	76
6.2.6.	Oxigênio Dissolvido (OD).....	78
6.2.7.	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	80

6.2.8. Demanda Química de Oxigênio (DQO)	83
6.2.9. Dureza	85
6.2.10. Ferro Total	86
6.2.11. Ferro Dissolvido	88
6.2.12. Silicatos	89
6.2.13. Cálcio	91
6.2.14. Sódio	93
6.2.15. Magnésio	95
6.2.16. Potássio	97
6.2.17. Amônio	99
6.2.18. Cloretos	101
6.2.19. Coliformes totais	102
6.3.11. Coliformes fecais	104
6.3. Análise de não conformidades com o padrão ambiental (CONAMA 357/05).....	106
6.3.1. Análise de não conformidades agrupando-se os pontos de monitoramento	107
6.3.1.1. Turbidez.....	107
6.3.1.2. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	108
6.3.1.3. pH	109
6.3.1.4. Oxigênio Dissolvido (OD)	111
6.3.2. Análise de não conformidades individualizada por ponto	112
6.3.2.1. pH (ponto 1).....	112
6.3.2.2. pH (ponto 2).....	113
6.3.2.3. pH (ponto 3).....	114
6.3.2.4. Oxigênio dissolvido (ponto 1)	115
6.3.2.5. Oxigênio dissolvido (ponto 2)	115
6.3.2.6. Oxigênio dissolvido (ponto 3)	116
6.4. Usos preponderantes da água no lago de Serpa.....	118
6.5. Fontes poluidoras no lago de Serpa	123
6.6. Áreas reguladas por legislação específica	127
6.7. Caracterização do uso e ocupação do solo	130
7. CONCLUSÕES	134
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.Ciclo do Nitrogênio

Figura 2.Ciclo do fósforo

Figura 3.Etapas do processo de enquadramento dos corpos d'água.

Figura 4.Área de estudo indicando o lago de Serpa em Itacoatiara Amazonas, e os pontos de amostragem.

Figura 5.Localização dos pontos de coleta de amostras de água para análises.

Figura 6.Valores médios anuais de turbidez no lago de Serpa.

Figura 7.Turbidez média considerando o efeito sazonal.

Figura 8.Valores médios anuais de cor no lago de Serpa.

Figura 9.Cor média considerando o efeito sazonal.

Figura 10.Valores médios anuais da condutividade elétrica no lago de Serpa.

Figura 11.Condutividade elétrica média considerando o efeito sazonal.

Figura 12.Valores médios anuais de pH no lago de Serpa.

Figura 13.pH médio considerando o efeito sazonal.

Figura 14.Valores médios anuais de alcalinidade no lago de Serpa.

Figura 15.Alcalinidade média considerando o efeito sazonal.

Figura 16.Valores médios anuais de oxigênio dissolvido no lago de Serpa.

Figura 17.Oxigênio dissolvido médio considerando o efeito sazonal.

Figura 18.Valores médios anuais de DBO no lago de Serpa.

Figura 19.DBO média considerando o efeito sazonal.

Figura 20.Valores médios anuais de DQO no lago de Serpa.

Figura 21.DQO média considerando o efeito sazonal.

Figura 22.Valores médios anuais de dureza no lago de Serpa.

Figura 23.Dureza média considerando o efeito sazonal.

Figura 24.Valores médios de ferro total no lago de Serpa.

Figura 25.Ferro total médio considerando o efeito sazonal.

Figura 26.Valores médios anuais de ferro dissolvido no lago de Serpa.

Figura 27.Ferro dissolvido médio considerando o efeito sazonal.

Figura 28.Valores médios anuais de silicatos no lago de Serpa.

Figura 29.Silicatos médio considerando o efeito sazonal.

Figura 30.Valores médios anuais de cálcio no lago de Serpa.

Figura 31.Cálcio médio considerando o efeito sazonal.

Figura 32.Valores médios anuais de sódio no lago de Serpa.

Figura 33.Sódio médio considerando o efeito sazonal.

Figura 34.Valores médios anuais de magnésio no lago de Serpa.

Figura 35.Magnésio médio considerando o efeito sazonal.

Figura 36.Valores médios anuais de potássio no lago de Serpa.

Figura 37.Potássio médio considerando o efeito sazonal.

Figura 38.Valores médios anuais de amônio no lago de Serpa.

Figura 39.Amônio médio considerando o efeito sazonal.

Figura 40.Valores médios anuais de cloretos no lago de Serpa.

Figura 41.Cloretos médio considerando o efeito sazonal.

Figura 42.Valores médios anuais de coliformes totais no lago de Serpa.

Figura 43.Coliformes totais médio considerando o efeito sazonal.

Figura 44.Valores médios anuais de coliformes fecais no lago de Serpa.

Figura 45.Coliformes fecais médio considerando o efeito sazonal.

Figura 46.Curva de probabilidade de excedência das concentrações de turbidez para o agrupamento de todos os pontos no lago de Serpa.

Figura 47Curva de probabilidade de excedência das concentrações de DBO para o agrupamento de todos os pontos no lago de Serpa.

Figura 48.Curva de probabilidade de excedência do pH para o agrupamento de todos os pontos no lago de Serpa.

Figura 49.Curva de probabilidade de não excedência das concentrações de OD para o agrupamento de todos os pontos no lago de Serpa.

Figura 50.Curva de probabilidade de não excedência do pH no ponto 1 no lago de Serpa.

Figura 51.Curva de probabilidade de não excedência do pH no ponto 2 no lago de Serpa.

Figura 52.Curva de probabilidade de não excedência do pH no ponto 3 no lago de Serpa.

Figura 53.Curva de probabilidade de não excedência das concentrações de OD no ponto 1 no lago de Serpa.

Figura 54.Curva de probabilidade de não excedência das concentrações de OD no ponto 2 no lago de Serpa.

Figura 55.Curva de probabilidade de não excedência das concentrações de OD no ponto 3 no lago de Serpa

Figura 56.O lago como fonte de abastecimento para comunidades locais.
Fonte: Ferreira (2017).

Figura 57.Ponto 1. Local onde o lago de Serpa sofre a influência do rio Urubu.
Fonte: Pereira (2018).

Figura 58.Ponto 2. Local onde o lago de Serpa sofre a influência do rio Urubu.
Fonte: Pereira (2018).

Figura 59.Ponto 3.Área central do lago de Serpa e residências no entorno.
Fonte: Pereira (2018).

Figura 60.Área central do lago de Serpa e a sua utilização na recreação e pesca. Fonte: Pereira (2018).

Figura 61.Usos da água no lago de Serpa. Fonte: Pereira (2018).

Figura 62.Atividade de produção de carvão na APA. Fonte: IPAAM (2018).

Figura 63.Atividade ilegal de produção e comercialização de carvão. Fonte: IPAAM (2018).

Figura 64.Identificação dos fornos na APA do lago de Serpa. Fonte: IPAAM (2018).

Figura 65.Lançamento de efluentes não tratados e resíduos sólidos.Fonte: Pereira (2018).

Figura 66.Estação de tratamento de esgotos sem funcionamento em residencial. Fonte: Pereira (2018).

Figura 67.Fontes poluidoras da água no lago de Serpa. Fonte: Pereira (2018).

Figura 68.Área de Proteção Ambiental do Lago de Serpa Fonte: Oliveira (2018).

Figura 69.Área de fazenda na APA do Lago de Serpa. Fonte: IPAAM(2018).

Figura 70.Área degradada no entorno do lago de Serpa. Fonte: Ferreira (2017).

Figura 71.Localização da APA Lago de Serpa .Fonte: Pereira (2018).

Figura 72.Classes de uso do solo nos limites da APA Lago do Serpa entre os anos de 2009 a 2016.

Figura 73.Desmatamento acumulado nos limites da APA Lago do Serpa entre os anos de 2009 a 2016.

Figura 74.Histórico do desmatamento no lago de Serpa. Fonte: Pereira (2018).

Figura 75.Histórico das mudanças no uso do solo no lago de Serpa. Fonte: Pereira(2018).

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Associação entre os usos da água e os requisitos de qualidade.

Quadro 2. Principais parâmetros a serem investigados numa análise de água.

Quadro 3. Classes de qualidade da água doce de acordo com os usos preponderantes.

Quadro 4. Parâmetros de qualidade da água de acordo com as classes, segundo Resolução CONAMA N° 357/05.

Quadro 5. Principais características das imagens de sensores remotos utilizadas na pesquisa.

Quadro 6. Caracterização física do lago de Serpa.

LISTA DE SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas

CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CNRH -Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

CPCRH- Coordenação de Pesquisas em Clima e Recursos Hídricos

IBAMA - Instituto Nacional de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

INPA - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

SINGREH- Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos

SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente

ZEE - Zoneamento-Ecológico-Econômico

IPAAM - Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas

1.INTRODUÇÃO

A bacia amazônica formada pelo rio Amazonas/Solimões e seus tributários representa o maior ecossistema fluvial terrestre, apresentando um complexo sistema de drenagem composto por inúmeros rios, igarapés, várzeas, igapós e áreas alagáveis. A composição química de suas águas está associada aos diferentes padrões de distribuição das condições geológicas e mineralógicas ao longo de toda sua extensão (SIOLI,1984). As características dos seus rios são modeladas pelas paisagens que compõem suas bacias de drenagem. Dessa forma, as características físicas e morfológicas dos rios e propriedades físicas e químicas das águas são bem distintas, pois são influenciadas pela geologia, geomorfologia, litologia, pedologia e cobertura vegetal das bacias de drenagem (SIOLI,1984).

Em função das diferenças nas propriedades físicas e químicas das águas dos rios, foi estabelecida por Sioli (1950) a primeira classificação das águas da bacia amazônica. Ele classificou as águas que escoam em três tipos de acordo com a carga de material sólido e dissolvido, denominando assim, rios de águas brancas, claras e pretas. Segundo Sioli (1950) os “rios de águas brancas” apresentam águas turvas, são ricos em material particulado em suspensão e tem origem principalmente andina. Os rios de “águas claras” apresentam baixa concentração de sólidos suspensos, e em termos geoquímicos são mais pobres que os rios de águas brancas, uma vez que drenam regiões com elevado grau de intemperismo. E finalmente, os rios de “águas pretas” apresentam águas transparentes, de cor marrom e de extrema pobreza geoquímica (Sioli, 1984).

Estudos como o de Ungemach (1972) e Junket *al.* (1989) evidenciam a caracterização da dinâmica limnológica em função da oscilação dos níveis da água, visto que a concentração de componentes dissolvidos e de matéria orgânica fluvial aumenta e diminui em função da cota do rio. A geoquímica das florestas alagadas apresenta estreita relação com o rio principal e seus afluentes, uma vez que a erosão e deposição de sedimentos, bem como o deslocamento de nutrientes e organismos entre os ambientes, exemplificam a

complexidade dos ecossistemas fluviais amazônicos, como demonstrado em estudos sobre o pulso de inundação proposto por Junk *et al.* (1989) e de Vannote *et al.* (1980) onde o conceito do rio contínuo estabelece a integração entre as características biológicas dos sistemas de água corrente e o ambiente físico-geomorfológico.

Dentre essa variedade de sistemas eco-hidrológicos localizados na bacia amazônica, pode-se destacar o lago de Serpa em Itacoatiara, cidade localizada a 270 Km de Manaus, que possui uma diversidade de ecossistemas aquáticos como ambientes de várzeas e igapós. O lago de Serpa está inserido em uma Área de Proteção Ambiental, que foi criada em 23 de setembro de 1988, sendo parte integrante do Sistema Municipal de Unidades de Conservação, (NUNES *et al.*, 2012). Embora receba a denominação lago de Serpa, esse complexo ambiente trata-se na verdade de um paraná devido ao fato de ter comunicação com dois rios, o rio Urubu e o rio Amazonas, os quais apresentam características geoquímicas completamente diferentes, sendo o rio Urubu de águas pretas e o rio Amazonas que é classificado como sendo de águas brancas.

O rio Urubu é um afluente da margem esquerda do Amazonas e sua bacia de drenagem é composta pelos municípios de Presidente Figueiredo, Rio Preto da Eva e Itacoatiara e suas margens são um dos limites de duas terras indígenas(CUNHA E PASCOALOTO,2006). Suas águas se destacam pelo pH ácido e pela elevada concentração de ácidos fúlvicos e húmicos que caracterizam a sua cor marrom transparente (LEEHNNEER, 1980). O rio Amazonas transporta grande carga de sedimentos de origem andina. Gibbs (1967) destaca a importância da Cordilheira dos Andes no exporte de sedimentos para o rio Amazonas, uma vez que é responsável por mais de 80% da carga sedimentar do rio.

Dessa forma, sendo uma conexão lacustre entre os rios Amazonas e Urubu, o lago de Serpa, é considerado um corpo hídrico único, no entanto apresenta em diferentes partes características hidroquímicas diferenciadas, influenciadas pela correnteza do lago que ocorre no sentido do rio Urubu para o Amazonas nos períodos de águas baixas. Já no período de cheia do rio

Amazonas, o fluxo se dá no sentido deste para o lago de Serpa,(NUNES *et al.*, 2012).

O uso e ocupação do solo no entorno do lago do Serpa é caracterizado pela presença de propriedades públicas como escolas, postos de saúde, além de sítios particulares e assentamentos. A água apresenta múltiplos usos como lazer, pesca, abastecimento doméstico, agricultura (NUNES *et al.*,2012). Segundo Barbosa e Vital (2012) problemas como queimadas, desmatamento e poluição orgânica, devido a não existência de fossas sépticas, ameaçam a qualidade da água do lago, comprometendo a disponibilidade do recurso para o atendimento aos diversos usos.

As atividades antrópicas e mudanças no uso da terra podem influenciar de maneira significativa nos parâmetros físico-químicos da água. Nos estudos de Telmer *et al.* (2006) eles concluíram que atividades de mineração eram importante fonte de sedimentos para o Rio Tapajós. Forsberg *et al.* (dados não publicados) concluíram que o exposte de material em suspensão na bacia do rio Urucu aumentava significativamente com o aumento da percentagem de área antropizada. O desmatamento tem variado entre as maiores bacias hidrográficas da Amazônia, sendo que as bacias do Sul da Amazônia apresentam maiores taxas de desmatamento, (TRANCOSO *et al.*, 2010). Estas mudanças no uso da terra afetam as funções hidrológicas e ecológicas dos sistemas.

Assim, em virtude dos efeitos das ações antrópicas sobre a qualidade dos recursos hídricos na Amazonia, é necessário a implementação de ações e políticas que visem a garantia da disponibilidade de água em quantidade e qualidade suficientes para atender as diversas demandas. Um importante instrumento para a boa gestão dos recursos hídricos,segundo a Lei 9.433/97 que dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos, é o enquadramento dos corpos d'água estabelecido na resolução CONAMA 357/05. Este instrumento representa o estabelecimento da meta de qualidade a ser alcançada, ou mantida, em um segmento de corpo de água,de acordo com os usos pretendidos (ANA,2013).

As características das águas dos rios amazônicos apresentam peculiaridades regionais e isso implica em parâmetros de qualidade, muitas vezes, com valores divergentes daqueles estabelecidos na resolução CONAMA 357/05 e a aplicação desta pode não refletir a realidade de muitos corpos hídricos. Segundo Silva (2013), é necessária uma caracterização detalhada de cada corpo hídrico para que se possa definir critérios de padrões regionais para que possam ser adaptados a legislação.

A condição ideal seria a elaboração da proposta de enquadramento juntamente com o processo de elaboração do plano da bacia. Não sendo possível a conciliação desses dois instrumentos concomitantemente, torna-se necessário ao menos o estabelecimento de diretrizes para posterior elaboração da proposta de enquadramento (ANA,2013).

O presente trabalho tem objetivo avaliar os usos preponderantes atuais no Lago de Serpa considerando as variações espaciais e temporais da qualidade da água, identificar as principais fontes poluidoras que possam estar comprometendo a qualidade da água, identificar áreas reguladas por legislação específica, caracterizar o uso e ocupação do solo.

2.OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Subsidiar a etapa diagnóstica do enquadramento do lago de Serpa, no município de Itacoatiara.

2.2 Objetivos Específicos

- 1.Analisar a qualidade da água neste corpo hidrico, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos;
- 2.Comparar os limites da turbidez, pH, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica das águas do lago de Serpa com a Resolução CONAMA nº 357/05 identificando assim possíveis não conformidades;
- 3.Identificar os usos preponderantes da água no lago de Serpa;
- 4.Investigar possíveis fontes poluidoras no lago de Serpa;
- 5.Identificar áreas reguladas por legislação específica, seu uso e ocupação.

3.JUSTIFICATIVA

O presente estudo é de grande relevância no que diz respeito a gestão dos recursos hídricos, uma vez que o lago de Serpa se encontra em uma Área de Preservação Ambiental e abriga em seu entorno diversas comunidades, como é o caso da Comunidade Sagrado Coração de Jesus, reconhecida pelo governo brasileiro como uma comunidade quilombola, formada por descendentes de escravos africanos trazidos ao Brasil. Essa área vem sofrendo nos últimos anos com a especulação imobiliária e diversos loteamentos, o que tem acarretado no desmatamento da mata ciliar, poluição por carga orgânica, resíduos sólidos, dentre outros. As ações antrópicas ameaçam a qualidade da água do lago que atende a múltiplos usos pela comunidade ,tais como pesca, recreação, abastecimento doméstico, agricultura, etc.

Assim é necessário realizar um estudo qualitativo da água e identificar as fontes poluidoras e como estas afetam a qualidade dos recursos hídricos indisponibilizando os mesmos para os usos mais exigentes em termos de qualidade da água. Os usos mais nobres como o caso do abastecimento para consumo humano estão vinculados a critérios mais rigorosos no que diz respeito a qualidade da água, uma vez que quanto pior a qualidade da água mais avançado será o tratamento para o atendimento dos padrões de potabilidade.

Logo, o enquadramento dos corpos d'água é um importante instrumento para a gestão dos recursos hídricos, previsto tanto na política nacional quanto na política estadual de recursos hídricos do estado do Amazonas. E assim, a identificação dos usos preponderantes e das fontes poluidoras, bem como a caracterização da qualidade da água em um corpo hídrico, é de fundamental importância para que se tenha subsídios para um futuro plano de enquadramento.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1. Qualidade da água

As características físicas, químicas, biológicas e radiológicas definem a qualidade de uma água natural. Tais características são adquiridas ao longo dos ciclos hidrogeológicos e biogeoquímicos nas bacias de drenagem (REALI *et al.*, 2013).

A água proveniente da condensação do vapor d'água na atmosfera retorna para a superfície da terra através da precipitação. Ao atingir o solo, uma parcela irá gerar o escoamento superficial e dessa forma a água arrasta consigo materiais particulados de tamanho e natureza diversos (argila, silte, microrganismo), além de dissolver substâncias orgânicas e inorgânicas. Uma outra parcela irá infiltrar nas camadas do solo e ao percolar no subsolo dissolve diversos compostos inorgânicos, cuja natureza dependerá das condições geológicas locais (REALI *et al.*, 2013).

Os processos de escoamento superficial, infiltração e percolação irão originar os mananciais superficiais, como rios e lagos. A percolação é responsável pela recarga da reserva subterrânea de água. E a qualidade da água dos mananciais superficiais e das águas subterrâneas irá apresentar especificidades, que estão relacionadas a trajetória da mesma ao longo dos ciclos hidrogeológicos (REALI *et al.*, 2013).

O conceito de qualidade da água na verdade é amplo e vai além do que apenas a sua caracterização pelos seus constituintes e fórmula molecular, ou mesmo uma água isenta de microrganismos, incolor, insípida e inodora. É na verdade um conceito relativo ao uso previsto para mesma, visto que os diferentes usos da água apresentam distintos requisitos de qualidade conforme mostrado no Quadro 1.

Quadro 1. Associação entre os usos da água e os requisitos de qualidade.

Uso geral	Uso Específico	Qualidade requerida
Abastecimento de água doméstico	-	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde - Isenta de organismos prejudiciais à saúde - Adequada para serviços domésticos - Baixa agressividade e dureza - Esteticamente agradável (baixa turbidez, cor, sabor e odor; ausência de microrganismos)
	Água é incorporada ao produto (ex: alimento, bebidas, remédios)	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde - Isenta de organismos prejudiciais à saúde - Esteticamente agradável (baixa turbidez, cor, sabor e odor)
Abastecimento industrial	Água entra em contato com o produto	- Variável com o produto
	Água não entra em contato com o produto (ex: refrigeração, caldeiras)	- Baixa dureza - Baixa agressividade
Irrigação	Hortaliças, produtos ingeridos crus ou com casca	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais ao solo e às plantações - Isenta de organismos prejudiciais à saúde - Salinidade não excessiva
	Demais plantações	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais ao solo e às plantações - Salinidade não excessiva
Dessedentação de animais	-	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde dos animais - Isenta de organismos prejudiciais à saúde dos animais
Preservação da flora e da fauna	-	- Variável com os requisitos ambientais da flora e da fauna que se deseja preservar
Aquicultura	Criação de animais	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde dos animais e dos consumidores - Isenta de organismos prejudiciais à saúde dos animais e dos consumidores - Disponibilidade de nutrientes
	Criação de vegetais	- Isenta de substâncias químicas tóxicas aos vegetais e aos consumidores - Disponibilidade de nutrientes
Recreação e lazer	Contato primário (contato direto com o meio líquido; ex: natação, esqui, surfe)	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde - Isenta de organismos prejudiciais à saúde - Baixa teores de sólidos em suspensão e óleos e graxas
	Contato secundário (não há contato direto com o meio líquido; ex: navegação de lazer, pesca, lazer contemplativo)	- Aparência agradável
Geração de Energia	Usinas hidrelétricas	- Baixa agressividade
	Usinas nucleares ou termelétricas (ex: torres de resfriamento)	- Baixa dureza
Transporte	-	- Baixa presença de material grosseiro que possa por em risco as embarcações
Diluição de despejos	-	-

Fonte: Von Sperling (2005)

Segundo Von Sperling (2005) a qualidade de uma água existente é função das características naturais das bacias de drenagem e do uso e

ocupação das mesmas. Vale ressaltar que, as atividades antrópicas como agricultura, pecuária, industrialização e urbanização causam impactos negativos aos corpos d'água, tornando estes indisponíveis para alguns usos, principalmente aqueles mais exigentes. Entretanto, em bacias hidrográficas preservadas, os processos de intemperismo físico, químico e decomposição vegetal associados ao escoamento superficial e infiltração, em decorrência da precipitação atmosférica, exercem influência na composição química da água.

Mesmo em condições totalmente preservadas os corpos d'água incorporam sólidos em suspensão, como partículas de solo que se desprendem durante os processos erosivos, principalmente aqueles associados a precipitação. Além disso, os sólidos dissolvidos provenientes da dissolução das rochas e da decomposição vegetal são incorporados aos ambientes aquáticos. Em tais situações existe uma grande influência tanto da composição do solo quanto da cobertura vegetal nas bacias hidrográficas (VON SPERLING, 2005).

O uso e ocupação do solo nas bacias de drenagem alteram a composição da água uma vez que com o desmatamento nas bacias hidrográficas os solos ficam expostos, e a partir do desencadeamento de processos erosivos inter-relacionados com atividades como agricultura e pecuária, resultam na poluição das águas superficiais e subterrâneas. Além disso, os aglomerados urbanos apresentam índices de atendimento em saneamento básico precários, o que leva a contaminação dos mananciais por esgotos domésticos. Em virtude do lançamento de efluentes, os corpos hídricos passam a apresentar elevada carga orgânica que impactam os ecossistemas aquáticos, devido a mudança nas características físicas, químicas e microbiológica das águas.

As características físicas, químicas e microbiológicas das águas podem ser interpretadas nas formas de parâmetros de qualidade da água (VON SPERLING, 2005). As características físicas estão na sua maior parte associadas aos sólidos em suspensão, coloidais e dissolvidos na água. Os parâmetros físicos da água são a turbidez, cor, sabor e odor e temperatura. Já os parâmetros químicos englobam o pH, alcalinidade, acidez, dureza, ferro, manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, matéria orgânica,

micropoluentes inorgânicos e orgânicos. E por sua vez os parâmetros microbiológicos abrangem desde os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica e inorgânica, microrganismos patogênicos, protistas, algas e cianobactérias.

Von Sperling (2005) destaca que os parâmetros a serem investigados em uma análise de água estão relacionados às particularidades de cada situação, as quais irão definir quais destes devem ser incluídos na análise. O Quadro 2 apresenta os principais parâmetros a serem investigados em análises de água.

Quadro 2. Principais parâmetros a serem investigados numa análise de água.

Características	Parâmetro	Águas para abastecimento				Águas Residuárias		Corpos Receptores	
		Água superficial		Água subterrânea		Bruta	Tratada	Rio	Lago
		Bruta	Tratada	Bruta	Tratada				
Parâmetros físicos	Cor	X	x	x(1)	x			x	X
	Turbidez	X	x	x	x			x	X
	Sabor e odor	X	x	x	x				
	Temperatura	X		x		x		x	X
Parâmetros químicos	pH	X	x	x	x	x		x	X
	Alcalinidade	X		x		x			
	Acidez	X		x					
	Dureza			x	x				
	Ferro e manganês	X	x	x	x				
	Cloretos	X		x					
	Nitrogênio	X	x	x	x	x	x	x	x
	Fósforo					x	x	x	x
	Oxigênio dissolvido						x(2)	x	x
	Matéria orgânica					x	x	x	x
Micropol.inorg.(diversos)(3)	X	x	x	x	x	x	x	x	
Micropol.orgân.(diversos)(3)	X	x	x	x	x	x	x	x	
Parâmetros biológicos	Organismos indicadores	X	x	x	x	x	x	x	x
	Algas (diversas)	X					x(2)		x
	Bactérias decomp.						x(2)		

Fonte: Von Sperling (2005)

Notas:

(1) Causada por Fe e Mn

(2) Durante o tratamento para controle do processo

(3) Devem ser analisados aqueles que possuem alguma justificativa, devido ao uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica.

4.1.2 Parâmetros físicos

4.1.2.1 Cor

A cor é um dos parâmetros utilizados na classificação dos corpos d'água em classes de enquadramento, estabelecida na Resolução CONAMA 357/2005, especificamente para as águas classificadas como doces.

Responsável pela coloração das águas, a cor tem como constituinte responsável os sólidos dissolvidos, e a origem natural se deve a decomposição da matéria orgânica, principalmente vegetal, que libera ácidos fúlvicos e húmicos nos solos. A origem antropogênica da cor está associada a efluentes industriais e domésticos (VON SPERLING,2005).

Segundo Von Sperling (2005) esse parâmetro apresenta utilização mais frequente em águas de abastecimento brutas e tratadas. De acordo Vianna (2014) até bem pouco tempo, não havia associações de inconvenientes do ponto de vista sanitário devido a cor, apenas rejeição por parte dos consumidores por razões psicológicas. Entretanto, pesquisas recentes apontam correlação entre a formação de Trihalometanos e organoclorados, em águas coloridas, os quais são substâncias com potencial carcinogênico.

O parâmetro cor é denominado cor aparente quando há a presença de colóides e sólidos em suspensão, ou seja, é a cor devido a presença de turbidez, a qual interfere na leitura da cor. Removida a turbidez por centrifugação por exemplo, temos a chamada cor real (VIANNA, 2014). Geralmente os laboratórios de análise de água determinam a cor aparente, entretanto se a mesma for inferior ao limite máximo permissível estabelecido pelo padrão de potabilidade, significa que a cor real também atenderá o padrão.

4.1.2.2. Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem da luz na água, sendo o constituinte responsável pela mesma os sólidos em suspensão. Partículas de areia, argila e silte que são liberados principalmente em processos erosivos, além de algas e microrganismos estão relacionados a origem natural da turbidez. Enquanto que, a origem antropogênica tem relação com o despejo de efluentes domésticos, industriais e erosão decorrente do processo de desmatamento nas bacias de drenagem (VON SPERLING,2005).

Uma característica da turbidez é que a mesma apresenta resposta rápida a eventos chuvosos, ou seja, atinge valores extremos. A turbidez é mais elevada nos rios em relação aos lagos, uma vez que em ambientes lênticos as taxas de deposição das partículas em suspensão são maiores (VIANNA, 2014).

As características das bacias de drenagem exercem influência na carga de sedimentos em suspensão nos corpos d'água. Em formações geológicas jovens, como é o caso da Cordilheira dos Andes, existem variedades de substratos para serem intemperizados e liberados para o ecossistema fluvial. É o caso das barrentas águas do rio Madeira com elevada carga sedimentar oriunda dos Andes Bolivianos. Em contrapartida, estruturas geológicas velhas, altamente intemperizadas pouco contribuem em termos de sedimentos. Por exemplo as águas do rio Negro, que drenam a formação geológica do Escudo Guianense.

A turbidez pode trazer inconvenientes sanitários, uma vez que diversas outras substâncias químicas podem estar associadas aos sólidos. Além disso, águas com turbidez elevada, estão associadas a doenças de veiculação hídrica. Isso ocorre porque as partículas em suspensão servem de abrigo a microrganismos, acarretando o chamado "efeito escudo". Os patógenos abrigados no interior dos sólidos suspensos ficam protegidos da ação dos desinfetantes, o que pode acarretar em riscos sanitários aos usuários da água (VIANNA, 2014).

4.1.2.3. Sabor e Odor

Constituintes como sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos e gases dissolvidos podem conferir a água sabor e odor, ou seja, a interação entre o gosto (salgado, doce, azedo, amargo) e o odor (sensação olfativa). Este parâmetro é utilizado na caracterização de águas de abastecimento brutas e tratadas (VON SPERLING, 2005). A origem do sabor e odor nas águas pode ser tanto natural, proveniente da decomposição de matéria orgânica, presença de algas, ou antropogênica, decorrente do despejo de efluentes industriais e esgotos domésticos. É um parâmetro de difícil avaliação uma vez que por serem sensações subjetivas, causadas por impurezas dissolvidas, bem como sólidos totais em concentrações elevadas, acarreta em uma maior dificuldade de avaliação (RICHTER e NETTO, 1991).

4.1.2.4. Temperatura

A temperatura da água exerce influência sobre outras propriedades como a aceleração de reações químicas, redução da solubilidade dos gases como no caso do oxigênio dissolvido, importante para a vida aquática, e também na acentuação do sabor e odor, dentre outras (RICHTER e NETTO, 1991).

4.1.3 Parâmetros Químicos

4.1.3.1 pH

O pH ou potencial hidrogeniônico expressa a concentração de íons hidrogênio H^+ (escala antilogarítmica) que indica a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A faixa de pH varia de 0 a 14 (VON SPERLING, 2005). Os constituintes responsáveis pelo pH da água são os sólidos dissolvidos e gases dissolvidos, sendo que a origem do pH pode ser tanto natural proveniente da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, quanto antrópica, devido aos despejos domésticos e industriais. Do ponto de vista sanitário o pH tem pouca importância, exceto valores extremamente baixos ou elevados, os quais podem causar irritação na pele ou nos olhos.

Em relação aos sistemas de abastecimento de água o pH ideal está na faixa de 6,5 a 9,5. Águas com baixo pH apresentam corrosividade a certos metais, o que pode comprometer as tubulações e peças no sistema de abastecimento, enquanto que águas com pH elevado causam incrustações em tubulações e peças (RICHTER e NETTO, 1991). Além disso, valores afastados da neutralidade comprometem a vida aquática, uma vez que influenciam no equilíbrio de diversos compostos químicos presentes na água.

4.1.3.2. Alcalinidade

A água apresenta uma concentração de íons que reagem neutralizando os íons hidrogênio e que denominamos de alcalinidade, ou seja, a medição da capacidade de neutralizar os ácidos (VON SPERLING, 2005). A alcalinidade tem como constituintes os bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) ou hidróxidos (OH^-).

Segundo Vianna (2014), em águas naturais a alcalinidade é devida principalmente a presença de ácidos fracos, particularmente devido aos

bicarbonatos. De acordo Alves (2010) a alcalinidade proveniente dos carbonatos e bicarbonatos que ocorrem naturalmente na água e não confere sabor desagradável a mesma.

4.1.3.3. Acidez

A acidez caracteriza-se como a capacidade da água em resistir as mudanças de pH causadas pelas bases, e ocorre principalmente devido à presença de gás carbônico livre (pH entre 4,5 e 8,2). Os constituintes responsáveis pela acidez da água são os sólidos dissolvidos e os gases dissolvidos (VON SPERLING, 2005).

A origem natural da acidez nas águas está relacionada ao CO₂ absorvido da atmosfera ou como resultado da decomposição da matéria orgânica. (VON SPERLING, 2005). Na bacia amazônica a origem da acidez nas águas pretas está relacionada aos solos hidromórficos, principalmente os podzóis, através da liberação de substâncias húmicas solúveis, responsáveis pela coloração específica das águas pretas e ao baixo pH (KLINGE, 1965; CHAUVEL, 1996).

A acidez também pode ser oriunda de atividades antrópicas como o lançamento de efluentes domésticos e despejos industriais (VON SPERLING, 2005). Segundo Richter e Netto (1991), a acidez causada pela presença de ácidos minerais fortes, como é o caso dos efluentes industriais, ocorre geralmente a pH abaixo de 4,5.

4.1.3.4. Dureza

A dureza das águas é provocada devido a concentração de cátions multimetálicos, sendo que os cátions que frequentemente estão associados a

mesma são os bivalentes como Ca^{2+} e Mg^{2+} . Quando ocorre condições de supersaturação desses cátions, os mesmos reagem com os ânions em solução favorecendo a formação de precipitados (VON SPERLING, 2005). Quando a dureza está associada a bicarbonatos e carbonatos ela é classificada como dureza carbonato, entretanto, quando é devida outros ânions como cloretos e sulfatos é denominada dureza não carbonato (VON SPERLING, 2005).

Águas duras aumentam o consumo de sabão e são responsáveis por causar incrustações em tubulações, além disso, a elevada dureza altera as propriedades organolépticas da água e estão associadas a formação de cálculos no sistema urinário, entretanto elas apresentam efeitos benéficos contra as doenças cardiovasculares (YANG *et al*, 2006).

4.1.3.5. Ferro e Manganês

Encontrados em diversos tipos de solos nas formas insolúveis (Fe^{3+} e Mn^{4+}), o ferro e manganês também se apresentam na forma solúvel reduzida (Fe^{2+} e Mn^{2+}), como no caso de águas subterrâneas ou fundo de lagos e represas. Quando a água que contém as formas reduzidas é exposta ao ar atmosférico (ex: na torneira do consumidor) ocorre a oxidação do ferro e manganês às formas insolúveis, que ao se precipitarem podem causar coloração as águas (VON SPERLING,2005). De acordo Richter e Netto (1991) o ferro quando associado ao manganês, confere à água sabor amargo e coloração amarelada e turva, decorrente da precipitação do mesmo.

A origem natural do ferro e manganês nas águas está relacionada a dissolução de compostos do solo, enquanto que a contribuição antropogênica é proveniente principalmente de despejos industriais (VON SPERLING, 2005).

4.1.3.6. Cloretos

Os cloretos se apresentam em todas águas naturais, e podem ocorrer em maior ou menor escala, contém íons resultantes da dissolução de minerais. A origem natural dos cloretos nas águas está relacionada a dissolução de minerais e também da intrusão de águas salinas.(VON SPERLING, 2005).

Segundo Richter e Netto (1991) elevadas concentrações de cloretos em águas é um indicador de poluição por esgotos domésticos nas águas naturais. VonSperling (2005) também destaca a contribuição dos despejos industriais e de águas utilizadas em irrigação, na elevação da concentração de cloretos nas águas, o que pode conferir um sabor salgado a água.

4.1.3.7. Nitrogênio

O nitrogênio se alterna entre várias formas e estado de oxidação. Em ambientes aquáticos pode-se encontrar o nitrogênio na forma molecular (N_2) escapando para atmosfera, como nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), na forma de amônia (livre NH_3 e ionizada NH_4^+) e como nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) como podemos ver na Figura 1.

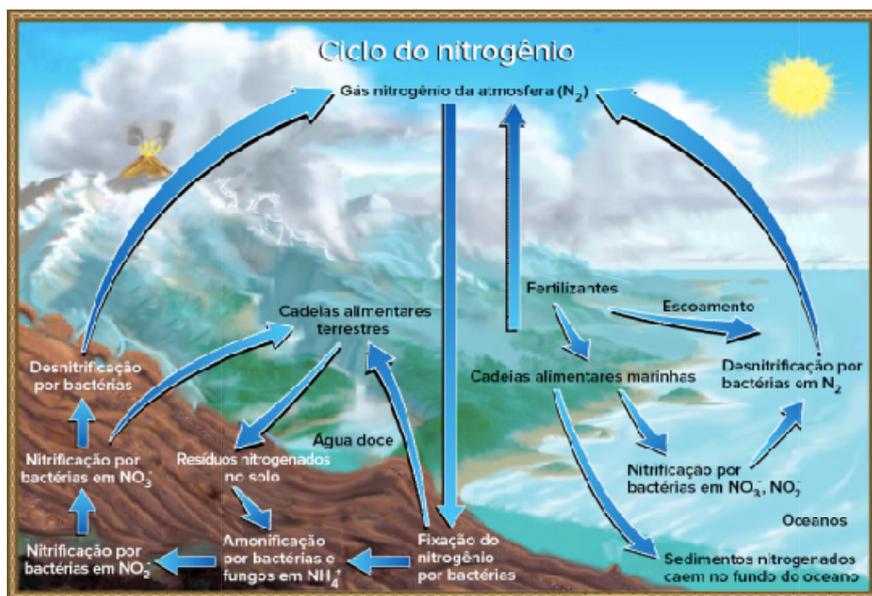


Figura.1. Ciclo Nitrogênio.

Parte do nitrogênio tem entrada pela atmosfera através das bactérias fixadoras de nitrogênio. Resíduos nitrogenados de seres vivos são convertidos novamente em nitrogênio gasoso por bactérias do solo, que também fornecem redes alimentares terrestres com o nitrogênio orgânico que eles precisam. (Fonte: modificação do trabalho de John M. Evans e Howard Perلمان, USGS)

Tem como constituintes responsáveis os sólidos em suspensão e dissolvidos. Sendo a origem natural, as proteínas e vários outros compostos biológicos. (VON SPERLING,2005).

A ciclagem de nitrogênio vem sendo alterada em decorrência das atividades humanas. A origem antrópica do nitrogênio vai desde a produção e o consumo de fertilizantes, efluentes domésticos e despejos industriais. Tais atividades têm contribuído para o aumento considerável do transporte de nitrogênio pelos rios para os estuários e águas costeiras (VITOUSEK, 1997).

Von Sperling (2005) destaca que o nitrogênio na forma de nitrato em elevadas concentrações nas águas está associado a doenças como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul). Além disso, em elevadas concentrações o nitrogênio provoca a eutrofização em lagos e represas.

A forma predominante do nitrogênio em um ambiente aquático fornece informações importantes sobre o estágio da poluição, uma vez que a poluição

recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, e elevadas concentrações de nitrato são indicativo de poluição remota (VON SPERLING, 2005).

4.1.3.8. Fósforo

Encontrado nas águas nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, o fósforo está associado a sólidos em suspensão e dissolvidos. Na natureza em decorrência do processo de intemperismo nas rochas sedimentares, o fosfato é lixiviado para os solos e águas superficiais. As cinzas vulcânicas e aerossóis também são fontes de fósforo para a natureza.

Sua origem natural nas águas está relacionada a dissolução de compostos do solo, decomposição da matéria orgânica e como fósforo da composição celular de microrganismos (VON SPERLING, 2005).

A origem antrópica do fósforo está associada principalmente aos despejos industriais e domésticos, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes. Da mesma forma que o nitrogênio, o fósforo é um nutriente indispensável para o crescimento de algas e macrófitas aquáticas. Em elevadas concentrações acarreta a eutrofização de lagos e de represas (VON SPERLING, 2005).

O ciclo do fósforo (Figura.2) é considerado lento, sendo que o fósforo passa da litosfera para a hidrosfera através do processo de erosão. Uma parcela do fósforo é perdida para os reservatórios profundos do oceano. Através da reciclagem o fósforo é convertido em fosfatos para serem utilizados pelos produtores (BRAGA *et al.*, 2005)



Figura.2. Ciclo do fósforo.

Na natureza, o fósforo existe como o íon fosfato (PO_4^{3-}). O resfriamento de rochas e atividade vulcânica libera fosfato no solo, água e ar, onde fica disponível para redes alimentares terrestres. O fosfato entra nos oceanos no escoamento superficial, no fluxo de águas subterrâneas e no fluxo do rio. Fosfato dissolvido em ciclos de água do oceano em redes alimentares marinhas. Alguns fosfatos das redes alimentares marinhas caem para o fundo do oceano, onde forma sedimentos. (Fonte: modificado de John M. Evans e Howard Perlman, USGS)

Von Sperling (2005) relata que em corpos d'água os valores de fósforo (P) servem como indicativo do estado de eutrofização em lagos. Para lagos com concentração de $\text{P} < 0,01-0,02 \text{ mg/l}$ o ambiente é caracterizado como não eutrófico, concentrações variando entre $0,01-0,02$ e $0,05 \text{ mg/l}$ tem-se o estado intermediário de eutrofização e para concentrações de $\text{P} > 0,05 \text{ mg/l}$ o lago é caracterizado como eutrófico.

4.1.3.9. Oxigênio Dissolvido (OD)

Segundo Richter e Netto (1991) a concentração de oxigênio dissolvido nas águas superficiais é função da quantidade e tipo de matéria orgânica instável nas mesmas e Von Sperling (2005) destaca que durante o processo de estabilização da matéria orgânica, microrganismos, utilizam o oxigênio nos

seus processos respiratórios, o que pode vir a causar a redução das concentrações de oxigênio no meio aquático.

O oxigênio tem como origem natural a dissolução pelo ar atmosférico e a produção via organismos fotossintéticos. A sua solubilidade varia com a altitude e a temperatura. Em concentrações superiores à saturação são indicativos da presença de algas, com a geração de oxigênio proveniente de mecanismos fotossintéticos. Enquanto que, valores de oxigênio dissolvido bem inferiores a saturação, indicam a presença de matéria orgânica (possivelmente esgotos), (VON SPERLING, 2005).

4.1.3.10. Matéria Orgânica

A origem da matéria orgânica nos corpos d'água pode ser natural como a matéria orgânica vegetal e animal ou antropogênica advinda dos despejos domésticos e industriais. A presença de matéria orgânica na água, principalmente proveniente de despejos domésticos e industriais, é a principal causa da poluição hídrica (VON SPERLING, 2005).

Em virtude da elevada carga orgânica nas águas a concentração de oxigênio dissolvido decresce, uma vez que há o consumo do mesmo pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005).

Em sua maioria os compostos orgânicos são instáveis, podendo sofrer oxidação biológica ou quimicamente (RICHTER e NETTO, 1991). Dessa forma, utiliza-se métodos indiretos para quantificar o oxigênio consumido durante o processo de estabilização da matéria orgânica, seja biológica ou quimicamente (VON SPERLING, 2005).

Von Sperling (2005) destaca que para a medição do consumo de oxigênio nas águas os testes mais utilizados são: Demanda Bioquímica de

Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), os quais são métodos indiretos utilizados para quantificação da matéria orgânica.

4.1.3.11. Micropoluentes Inorgânicos

Dentre os micropoluentes inorgânicos alguns metais merecem atenção especial, uma vez que apresentam potencial tóxico aos organismos aquáticos e ao homem. Metais como o arsênio, cádmio, cromo, chumbo e mercúrio e prata possuem baixas concentrações nos ambientes aquáticos naturais (VON SPERLING, 2005).

A origem antrópica dos micropoluentes inorgânicos nas águas está relacionada aos despejos industriais, atividades mineradoras e agricultura, podendo causar o aumento significativo da concentração desses poluentes na água, colocando em risco o ecossistema aquático e o homem.

4.1.3.12. Micropoluentes Orgânicos

Muitos micropoluentes orgânicos são recalcitrantes e, portanto, resistentes a degradação biológica e dessa forma não se integram aos ciclos biogeoquímicos. Dentre os POP's (poluentes orgânicos persistentes) destacam-se os defensivos agrícolas, alguns tipos de detergentes e um grande número de produtos químicos, os quais mesmo em baixas concentrações causam problemas de toxicidade (VON SPERLING, 2005)

4.1.4. Parâmetros microbiológicos

4.1.4.1. Organismos patogênicos e indicadores de contaminação fecal

Dentre os organismos encontrados na água existem bactérias, vírus e protozoários os quais são patogênicos e podem provocar doenças, além de causar epidemias. Segundo Von Sperling (2005) a origem dos agentes patogênicos nos ambientes aquáticos está relacionada principalmente as condições de saneamento básico precárias o que reflete diretamente no nível de saúde da população.

Para Von Sperling (2005) a ocorrência de doença ou não no ser humano devido a ingestão de água contaminada é função de uma série de fatores como o volume de água ingerido, concentração do organismo patogênico na água, dose infectiva relativa do organismo patogênico e resistência do indivíduo. As crianças, idosos, desnutridos e imunossuprimidos constituem o grupo mais vulnerável a doenças de veiculação hídrica.

4.1.4.2. Organismos indicadores de contaminação fecal

Em virtude de se apresentar em baixas concentrações em uma amostra d'água a detecção de organismos patogênicos na água é bastante difícil. Dessa forma, a concentração final de patógenos por unidade de volume em um corpo d'água é bastante reduzida, dificultando assim os exames laboratoriais (VON SPERLING,2005).

Uma forma de se contornar as dificuldades na detecção de organismos patogênicos é a utilização de organismos indicadores de contaminação fecal, uma vez que esses organismos embora sejam predominantemente não patogênicos, dão uma indicação satisfatória, quando uma água está

contaminada por fezes humanas ou de animais, conseqüentemente a potencialidade da mesma em transmitir doenças (VON SPERLING,2005).

Dentre os organismos mais utilizados, estão as bactérias do grupo *coliforme*, uma vez que o mesmo se apresenta em grandes quantidades nas fezes humanas, e a probabilidade de sua detecção nas águas em comparação aos patogênicos é muito maior. Além disso os coliformes apresentam maior resistência, ligeiramente superior a maioria das bactérias patogênicas intestinais, o que lhes confere a característica de bons indicadores de contaminação fecal (VON SPERLING, 2005).

Dentre os principais indicadores de contaminação fecal comumente utilizados tem-se: os *coliformes totais (CT)*, *coliformes fecais (CF)*, que são denominados coliformes termotolerantes e *Escherichia coli (EC)*.

No passado se utilizava com bastante frequência o grupo de coliformes totais (CT), esse grupo inclui um grande número de bactérias isoladas de águas e solos poluídos e não poluídos e devido a esse fato são chamados coliformes "ambientais", pois representam também outros organismos de vida livre e não intestinal. Dessa forma, eles não devem ser utilizados como indicadores de contaminação fecal em águas superficiais. Entretanto, em termos de tratamento para águas de abastecimento, as mesmas não devem conter coliformes totais, pois sua presença indica tratamento inadequado, contaminação posterior por excesso de nutrientes (VON SPERLING, 2005).

As bactérias do grupo coliformes fecais (CF) são originárias predominantemente do trato intestinal humano e de animais. O teste de detecção de coliformes fecais ocorre a uma elevada temperatura, que tem por objetivo a inibição de bactérias de origem não fecal. Entretanto, mesmo nessas condições é possível a presença de bactérias não fecais (vida livre), ainda que em menor número quando comparado ao teste para detecção de coliformes totais (VON SPERLING, 2005).

Atualmente, opta-se por utilizar o termo coliformes termotolerantes para denominar coliformes fecais, uma vez que se refere a bactérias que resistem a elevadas temperaturas no teste, mas que não necessariamente são de origem

fecal. No grupo das bactérias termotolerantes, a *Escherichia coli* é principal representante devido ao fato de estar presente em abundância nas fezes humanas e animais (VON SPERLING, 2005)

A *E. coli* pode ser encontrada em esgotos, efluentes tratados, águas naturais vulneráveis a contaminação por humanos, atividades agropecuárias, animais selvagens e pássaros. A *E. coli* diferentemente dos coliformes fecais e totais, é a única garantia que a contaminação é de origem fecal. Entretanto a sua detecção não garante que a contaminação seja de origem humana, uma vez que a mesma pode ser encontrada nas fezes de outros animais (VON SPERLING, 2005).

4.2 Histórico do enquadramento dos corpos d'água

Em 10 de julho de 1934 através de um decreto com força de lei foi instituído o Código das Águas. O decreto 24.643 de 10 de julho de 1934 foi o instrumento jurídico da época, que abordava o tema água sob diferentes aspectos e com uma visão futurista. Temas como o uso múltiplo das águas, poluição das águas, formação de consórcio de usuários, prioridades para aproveitamento das águas, pagamento pelo uso das águas, outorga de direito de uso da água, critérios de outorga, entre outros, foram abordados no Código das águas.

Em relação a qualidade das águas, em capítulo único, denominado águas nocivas, o código das águas tratava como ilícita a contaminação das águas com prejuízos a terceiros e além disso estabelecia que os custos com a recuperação das águas poluídas seriam de responsabilidade dos infratores, aos quais também seriam imputada responsabilidade criminal, caso houvesse, além de multas impostas no âmbito administrativo (BRASIL, 1934).

Embora diversos aspectos tenham sido abordados no código das águas, nas décadas seguintes com a utilização mais intensa dos recursos hídricos não

havia uma política adequada, uma vez que as decisões ficavam centralizadas na política energética (ANA,2007).

O primeiro sistema de classificação dos corpos d'água no Brasil só foi estabelecido e regulamentado em 1955 no estado de São Paulo através do Decreto Estadual Nº 24.806. Enquanto que na esfera federal o primeiro sistema de enquadramento dos corpos d'água foi regulamentado pela Portaria Nº 013 de Janeiro de 1976, do Ministério do Interior, a qual enquadrava as águas doces em classes, de acordo com os usos preponderantes aos quais as mesmas se destinam (ANA,2007).

A partir da década de 70, a gestão descentralizada dos recursos hídricos passa a ser pauta em discussões e em 1978 foram criados Comitês de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas para atuação em vários rios brasileiros, principalmente na região Sudeste (ANA,2007).

Os Comitês de Estudos Integrados contavam apenas com integrantes do Poder Público, não possuíam poder deliberativo, e realizavam diversos estudos sobre as bacias hidrográficas, sendo, portanto, importantes na descentralização da gestão. Entre os estudos realizados, destacam-se, o enquadramento dos corpos d'água das bacias do Paranapanema, em 1980, e do rio Paraíba do Sul, em 1981, de acordo as classes estabelecidas pela Portaria Nº 013, do Ministério do Interior (ANA,2007).

Com a edição da Portaria Nº013 em 1976 houve o enquadramento de corpos d'água em alguns estados como: São Paulo (1977), Alagoas (1978), Santa Catarina (1979) e Rio Grande do Sul (1984) (ANA, 2007).

Na década de 70 principalmente em decorrência da Conferência de Estocolmo em 1972 houve contribuições significativas para o entendimento das questões ambientais. A Conferência foi um marco histórico na gestão ambiental uma vez que os países participantes foram convocados a adotar políticas nacionais para o meio ambiente (BARBIERI,2011).

Na década de 1980 o Brasil instituía a Política Nacional de Meio Ambiente por meio da promulgação da Lei 6.938/81 e com isso passou dispor

de um arcabouço legal para tratar as questões ambientais, impulsionando inclusive a criação de normas relacionadas a gestão das águas (ANA,2007).

Em substituição a Portaria Nº013 do Ministério do Interior foi publicada pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) a Resolução Nº20 de 18 de junho de 1986 a qual estabeleceu uma nova classificação para as águas doces, salobras e salinas que foram classificadas segundo seus usos preponderantes em nove classes.

Em 1989, através da Portaria Nº 715 de 20 de setembro, o Instituto Nacional de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) realizou o enquadramento de corpos d'água na bacia do São Francisco, tendo como base os estudos realizados pelo Comitê Executivo de Estudos Integrados da Bacia Hidrográfica do São Francisco (ANA,2007).

Nas décadas de 1980 e 1990 alguns estados realizaram o enquadramento de seus principais cursos d'água como a Paraíba (1980), Paraná (entre 1989 e 1991), Rio Grande de Sul (entre 1994 e 1998), Minas Gerais (entre 1994 e 1998), Bahia (1995 e 1998) e Mato Grosso do Sul (1997) (ANA,2007).

Em 1988 a Constituição Federal realizou pequenas modificações no Código das águas como a extinção do domínio privado da água e os corpos d'água passam a ser de domínio da União ou dos Estados. Em 1991, o Estado de São Paulo instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos através da Lei Nº 7663 de 30 de dezembro, sendo pioneiro na criação da lei de gestão dos recursos hídricos.

A partir da necessidade da adequação no sistema brasileiro de gestão de recursos hídricos foi sancionada em 8 de janeiro de 1997 a Lei Nº 9433 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. A Lei Nº 9433 representa um marco regulatório e administrativo para o setor dos recursos hídricos, levando assim a criação do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Em 17 de Julho de 2000 foi sancionada a lei Nº 9.984, que criou a Agência Nacional de Águas (ANA), como entidade federal de implementação

da Política Nacional de Recursos Hídricos e integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH).

Com a promulgação da Lei Nº 9433/97 o enquadramento passou a ser um dos Instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos sendo referência para o Sistema Nacional de Meio Ambiente, uma vez que representa os padrões de qualidade da água para a tomada de decisões e ações de licenciamento e monitoramento ambiental (ANA,2007)

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos por meio da Resolução Nº 12 de 19 de julho de 2000 estabeleceu procedimentos para o enquadramento dos corpos d'água em classes segundo os usos preponderantes com a finalidade de subsidiar a implementação deste instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (CNRH,2000).

Em 2005 ocorreu a introdução de aspectos conceituais novos em relação ao enquadramento dos corpos d'água em função dos usos preponderantes e, portanto, a Resolução CONAMA Nº 20/86 foi substituída pela CONAMA Nº 357/05 que incluiu a introdução de novos parâmetros de qualidade, revisão dos parâmetros da Resolução anterior, metas de qualidade em função da vazão de referência, dentre outros (ANA, 2007).

4.3 Aspectos conceituais do enquadramento dos corpos d'água

Um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos e da Política de Recursos Hídricos do Estado do Amazonas (Lei Nº 3.167/07) é o enquadramento dos corpos d'água segundo os usos preponderantes da água. O enquadramento representa o estabelecimento da meta a ser mantida ou alcançada em determinado trecho do curso d'água, de acordo os usos pretendidos, segundo a resolução CONAMA Nº 357/05 (ANA, 2013).

O enquadramento tem por objetivo garantir às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes, assim como diminuir os custos de

controle da poluição das águas, através de ações preventivas permanentes (ANA,2013). Para Silva (2015) a resolução CONAMA Nº 357/05 que posteriormente foi complementada pela resolução CONAMA Nº 430/11 define um conjunto de parâmetros para o monitoramento e gestão da qualidade das águas.

De acordo ANA (2013), o estabelecimento de metas de qualidade para um corpo d'água, necessita da análise de quais usos são preponderantes no respectivo corpo d'água, sendo que um dos princípios básicos da Política Nacional de Recursos Hídricos é a de que a gestão das águas deve proporcionar os usos múltiplos das mesmas. No entanto, cada tipo de uso requer uma maior ou menor exigência de qualidade da água.

Vale ressaltar, que o enquadramento se aplica aos corpos d'água doces, salinos e salobros, o que abrange uma variedade de ambientes como: rios, lagos, igarapés, estuários, águas costeiras, várzeas, reservatórios, açúdes, rios intermitentes e águas subterrâneas (ANA, 2009).

Sendo assim, em função dessa variedade de ambientes aquáticos e também dos diferentes requisitos de qualidade para os diferentes usos, as águas doces, salinas e salobras foram enquadradas em treze classes de acordo com a resolução CONAMA Nº 357/05.

Para as águas salinas e salobras foram criadas 4 categorias, sendo a classe especial e as classes de 1 a 3. Enquanto que as águas doces foram classificadas em classe especial e de 1 a 4. A associação entre as classes de enquadramento e os usos respectivos a que se destinam as águas doces é apresentada no Quadro 3 (ANA, 2013).

Quadro. 3 Classes de qualidade da água doce de acordo com os usos preponderantes.

Usos		Classes				
		Especial	1	2	3	4
Abastecimento Humano	Com desinfecção					
	Após tratamento simplificado					
	Após tratamento convencional					
	Após tratamento convencional ou avançado					
Irrigação	De hortaliças e frutas consumidas cruas					
	De hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer (contato direto)					
	De culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras					
Recreação	De contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho					
	De contato secundário					
Proteção das comunidades aquáticas, inclusive em Terras Indígenas						
Proteção das comunidades aquáticas						
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral						
Aquicultura e à atividade de pesca						
Pesca amadora						
Dessedentação de animais						
Navegação						
Harmonia Paisagística						

Fonte: CONAMA Nº 357/05, organização Pereira, 2018.

Portanto, conforme mostrado no quadro 4 as águas doces variam de qualidade excelente (classe especial) para qualidade péssima (classe 4), ou seja, quanto maior a classe pior a qualidade. Dessa forma os múltiplos usos da água apresentam diferentes requisitos de qualidade. Por exemplo, para a manutenção da vida aquática os requisitos de qualidade são bem mais restritivos em termos de pH, oxigênio dissolvido e nutrientes em comparação a qualidade da água para a navegação (ANA, 2009).

O Quadro 4 mostra alguns parâmetros previstos na Resolução CONAMA Nº 357/05. Pode-se perceber que, quanto maior é a classe de enquadramento os valores definidos para os parâmetros são menos restritivos. A exceção é a classe especial, onde deverão ser mantidas as condições naturais do corpo d'água, não sendo permitido, portanto o lançamento de efluentes, mesmo que tratados (ANA, 2013).

Quadro.4 Parâmetros de qualidade da água de acordo com as classes, segundo Resolução CONAMA Nº 357/05

Parâmetros	Unidade	Classes				
		Especial	1	2	3	4
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Devem ser mantidas as condições naturais do corpo d'água	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L		≤ 3	≤ 5	≤ 10	-
Turbidez	UNT		≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
pH			6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0

Fonte : Adaptado de ANA (2009).

O enquadramento de um rio ou de qualquer outro corpo d'água leva em consideração as seguintes situações: o rio que temos, o rio que queremos e o rio que podemos ter (ANA, 2009).

O “rio que temos” representa a atual condição do corpo d’água, e caso o rio apresente qualidade para atender os múltiplos usos, ações para garantir a manutenção da qualidade da água devem ser tomadas. Caso alguns parâmetros da qualidade da água impeçam a utilização da água para determinados usos, deve-se estabelecer ações para o controle da poluição. Já quando o corpo d’água apresenta altos níveis de poluição e desconformidades para a maioria dos parâmetros, restringindo a maioria dos usos, especialmente os mais exigentes, se faz necessário um maior investimento para despoluição (ANA, 2009).

Como desejo da sociedade temos o “rio que queremos”, ou seja, representado pelos usos que a sociedade geral deseja para determinado corpo d’água. Em corpos hídricos com baixo grau de poluição, o “rio que temos” geralmente apresenta as condições de qualidade do “rio que queremos”. Dessa forma, o enquadramento é um instrumento preventivo contra futura degradação da qualidade da água. Em contrapartida, corpos d’água com níveis elevados de poluição necessitam de ações para o controle da mesma, para que o “rio que temos” se transforme no “rio que queremos” (ANA, 2009).

E em uma visão mais realística, temos o “rio que podemos ter”, como no caso de corpos d’água altamente poluídos, em que a despoluição esbarra em questões de viabilidade técnica e econômica. Em virtude da escassez de recursos, ou da limitação técnica para a recuperação, deve-se reavaliar os objetivos relativos a despoluição, adequando-se ao “rio que podemos ter” (ANA,2009).

Em qualquer situação, seja o “rio que temos”, o “rio que queremos” ou o “rio que podemos ter”, o enquadramento se torna ainda que de forma indireta, um importante mecanismo de controle do uso e ocupação do solo. Uma vez que o mesmo limita a implantação de empreendimentos, os quais em decorrência de suas atividades irão afetar a qualidade da água, e conseqüentemente o desenquadramento da classe em que a mesma se encontrava (ANA, 2009).

Analisando o enquadramento como um mecanismo indireto de controle do uso e ocupação do solo, é de extrema importância a competência sobre o parcelamento, uso e ocupação dos solos urbanos. Segundo a Constituição Federal concerne ao município, por meio da lei municipal, propor as diretrizes, sobre o uso, parcelamento e ocupação do solo. O enquadramento é, portanto, crucial no processo de gestão e apresenta estreita relação com o planejamento do uso e ocupação do solo, bem como o zoneamento ambiental. Mais que uma simples classificação dos corpos d'água o enquadramento é um valioso instrumento no planejamento ambiental (ANA, 2007).

A classe de determinado corpo d'água a ser alcançada no futuro será definida através de um pacto com a sociedade, tendo como premissa as prioridades do uso da água. A construção desse pacto deverá ocorrer no âmbito do SINGREH, estabelecido pela lei Nº 9.433/97, ao passo que a aprovação final do enquadramento ocorrerá no âmbito dos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERHs) ou do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), a depender do domínio do corpo d'água (ANA, 2007).

Como tradução dos objetivos públicos no que se refere a gestão dos recursos hídricos tem-se o estabelecimento de metas de qualidade da água. As metas são, portanto, consequências de um processo que abrange fatores ambientais, sociais e econômicos (ANA,2007).

A Resolução CONAMA Nº 357/05, considera que a seleção do conjunto de parâmetros que irão subsidiar a proposta do enquadramento deve ser representativa dos impactos que ocorrem no corpo hídrico e dos usos pretendidos no mesmo. E a partir dos parâmetros selecionados serão estabelecidas ações preventivas, de controle e de recuperação nas bacias, de acordo com as metas estabelecidas pelo respectivo Comitê de Bacia, por meio do Plano de Recursos Hídricos, ou no programa para efetivação do enquadramento.

Segundo ANA (2007) um ponto que merece destaque entre as alterações realizadas na Resolução CONAMA Nº 357/05, se trata da

progressividade das metas de enquadramento. Para a efetivação do enquadramento, deve-se selecionar as ações de maior interesse sempre considerando a viabilidade técnica e econômica para a implantação das mesmas. Tais medidas serão escalonadas em metas intermediárias progressivas, sendo que para cada conjunto de medidas, seja vinculado a redução da carga poluidora e conseqüentemente a melhoria da qualidade da água.

Segundo Von Sperling e Chernicharo (2002), as dificuldades do enquadramento dos corpos d'água tendo por base a Resolução CONAMA Nº 20/86 era justamente por esta não contemplar as metas progressivas para se alcançar a qualidade desejada da água. Isso acarretaria em custos elevados em função da exigência de níveis de tratamentos imediatos ao objetivo da qualidade. Sem o estabelecimento de um planejamento progressivo, haveria entraves a licenciamentos ambientais, que de imediato contribuiriam para a melhoria da qualidade da água.

Para ANA (2007), houve um avanço significativo da Resolução CONAMA Nº 20/86 para a Resolução CONAMA Nº 357/05, por esta última considerar que o enquadramento expressa metas finais a serem alcançadas, além de se estabelecer metas progressivas obrigatórias para sua efetivação. Assim, as metas de qualidade apresentadas no enquadramento, se expressam como meta final, que em conjunto com as metas intermediárias serão negociadas particularmente para cada bacia.

De acordo Furukawa e Filho (2005), nos casos em que a qualidade da água não esteja em conformidade com os usos pretendidos, com exceção dos parâmetros que excedem os limites, em função das características naturais da bacia, cabe ao órgão competente para respectiva bacia estabelecer as metas progressivas.

Dessa forma, o estabelecimento de metas progressivas tem por objetivo auxiliar o processo de enquadramento, que é motivado pela vontade da sociedade, por limitações técnicas e econômicas, pertinentes ao sistema. Sendo assim, a implementação da gestão da qualidade das águas no país é

um processo que exigirá esforços institucionais, técnicos e de participação social. Essa mudança na gestão da qualidade das águas demanda dos órgãos gestores, adaptação, uma vez que cada bacia terá autonomia para eleger suas metas e parâmetros prioritários de qualidade da água (ANA, 2007).

4.4 Relação do enquadramento com os demais instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos e com os instrumentos de gestão ambiental

Assim como os Planos de Bacias Hidrográficas, o enquadramento é referência para os demais instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (outorga, cobrança), e instrumentos de gestão ambiental (licenciamento, monitoramento), representa, portanto, a ligação entre o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e o Sistema Nacional de Meio Ambiente (ANA, 2009).

Anteriormente a promulgação da Lei Nº 9.433/97, o enquadramento estava vinculado exclusivamente ao Sistema Nacional de Meio Ambiente. Atualmente pertence tanto ao Sistema Nacional de Meio Ambiente (Sisnama), quanto ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh). De acordo com o artigo 10 da Lei Nº 9.433/97 “, as classes dos corpos d’água serão estabelecidas pela legislação ambiental”, de tal modo que a implementação do enquadramento requer a articulação entre o Singreh e o Sisnama (ANA, 2009).

Segundo Belondi (2003), a gestão dos recursos hídricos é ancorada na aplicação de instrumentos de controle e regulação, uma vez que estes permitem que os diversos setores usuários disciplinem o uso das águas, seja por meio de padrões rígidos, ou por valores a serem pagos. O não cumprimento dos padrões estabelecidos sujeitam os infratores aos instrumentos de controle repressivos, com a aplicação de multas e penalidades.

Para Barbieri (2011) os instrumentos de comando e controle, também denominados de regulação direta, tem por objetivo o alcance das ações que degradam o meio ambiente, seja limitando ou condicionando o uso de bens, a realização de atividades e o exercício de liberdades individuais em benefício da sociedade como um todo. Dentre os instrumentos de comando e controle mais conhecidos, estão aqueles que estabelecem padrões ou níveis de concentração máximo aceitáveis de poluentes. Outros exemplos de instrumentos deste tipo são o licenciamento ambiental para atividades ou obras poluidoras e o zoneamento ambiental. Sendo que o zoneamento ambiental exerce uma função restritiva ao direito da propriedade, visto que estabelece categorias de zonas destinadas à instalação de unidades produtivas. Nesta categoria de instrumentos encontra-se as normas sobre parcelamento do uso do solo, uma vez que elas limitam o direito dos proprietários de dispor livremente sobre seus imóveis.

De acordo ANA (2009), para que a meta do enquadramento seja alcançada, é necessário a integração entre os diversos instrumentos de gestão, tais como: outorga, planos de bacia, licenciamento de fontes poluidoras, cobrança pelo uso dos recursos hídricos, fiscalização e zoneamento ambiental.

4.4.1. Planos de Bacias

O artigo 8º da resolução CNRH nº 17/2001, a qual estabelece as diretrizes para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos das Bacias, prevê para a elaboração dos planos de bacias, que no seu conteúdo mínimo deve estar contemplado a proposta para enquadramento dos corpos d'água. De acordo ANA (2007), o enquadramento deve ser elaborado, preferencialmente concomitantemente com a elaboração dos planos das bacias. Para ANA (2013) isso se fundamenta em função da elaboração dos planos e enquadramentos utilizar bases técnicas que apontam as potencialidades e as perspectivas de crescimento das demandas hídricas, os níveis de comprometimento, as restrições de uso e as questões institucionais, legais e jurídicas relacionadas à água.

4.4.2 Outorga

Segundo a Lei nº 9.433/97, estabelece que toda outorga deverá respeitar a classe em que o corpo d'água estiver enquadrado. Dessa forma, de acordo ANA (2009), no processo de análises de pedidos de outorga, seja de captação de água, de lançamento de efluentes, deverão se considerar as condições de qualidade estabelecidas pela classe de enquadramento.

A outorga deve considerar as metas progressivas estabelecidas no processo de enquadramento, tanto para a concessão de novas outorgas, como para a renovação de outorgas já existentes (ANA, 2009).

Ainda, segundo ANA (2009), nas outorgas de direito de uso dos recursos hídricos, pode-se estabelecer limites progressivos para cada parâmetro de qualidade da água e as condições de uso, compatíveis com as metas de enquadramento. Deve haver a articulação entre a autoridade outorgante e o órgão ambiental licenciador para o cumprimento das metas estabelecidas no enquadramento.

Para os corpos d'água ainda não enquadrados, segundo a Resolução CNRH nº 91/2008, no processo de outorga deve-se considerar os padrões de qualidade da classe correspondente aos usos mais restritivos existentes no respectivo corpo d'água. Assim, cabe a autoridade outorgante em articulação com o órgão ambiental competente, definir por meio de ato próprio, a classe a ser adotada. Até que se tenha as informações necessárias para definição da classe a ser estabelecida, poderá ser adotada, para as águas doces superficiais, a classe 2.

4.4.3 Cobrança pelo uso dos recursos hídricos

Segundo ANA (2009), existe uma relação direta e indireta entre o enquadramento e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. A relação indireta se dá através da outorga, uma vez que serão cobrados os usos sujeitos a outorga, que por sua vez deve considerar as classes de enquadramento. E os valores arrecadados com a cobrança podem ser aplicados em programas e

obras de despoluição da bacia, caracterizando assim a relação direta deste instrumento com o enquadramento. Somado a isso, as classes de enquadramento podem ser consideradas na formulação da cobrança pelo lançamento de efluentes.

Para Barbieri (2011), uma ação de política pública coerente se baseia em forçar a internalização dos custos sociais decorrentes da poluição por parte do poluidor, estimulando dessa forma o mesmo reduzir os seus custos, o que implicaria na melhora do desempenho ambiental. O que segundo Curi (2012) ao internalizar as externalidades negativas faz com que o poluidor perceba que é mais vantajoso não poluir.

Assim, segundo Ana (2009), a cobrança pelo lançamento de efluentes não se traduz em “licença para poluir”, e sim em uma maneira de obrigar o poluidor a internalizar os gastos com o tratamento de efluentes. E mesmo pagando pelo lançamento de efluentes, o poluidor não é desobrigado a atender os padrões de lançamento estabelecidos pelo órgão ambiental competente, durante o licenciamento e nos termos expressos na outorga.

4.4.4. Política Nacional de Saneamento Básico

Uma das principais causas da poluição das águas nas bacias hidrográficas é o lançamento de esgoto doméstico sem tratamento. Dessa forma, é necessário a articulação dos Comitês de Bacias com o setor de saneamento para a efetivação do enquadramento (ANA, 2009).

De acordo com a lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, o licenciamento ambiental das unidades de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes gerados no processo de tratamento de água, deve considerar etapas de eficiência para que sejam alcançados, de forma progressiva, os padrões estabelecidos pela legislação ambiental, em função da capacidade de pagamento dos usuários. A autoridade ambiental competente, definirá metas progressivas para que a qualidade dos efluentes de unidades de tratamento de esgotos atenda aos padrões das classes dos corpos hídricos em que forem lançados (BRASIL, 2007).

Dentro desse contexto, ANA (2009) evidencia que o conceito da progressividade das metas para o alcance das metas do enquadramento foi incorporado como diretriz do setor de saneamento.

Assim, as metas do enquadramento e os planos de saneamento devem estar em conformidade, e devem ser revisados conjuntamente para que os investimentos em despoluição e os usos desejados da água pelos usuários estejam em compatibilidade (ANA, 2009).

4.4.5. Licenciamento ambiental

Uma das formas de se controlar os impactos ambientais negativos provenientes das atividades antrópicas, é através do licenciamento ambiental. Braga *et al.*(2005) destaca que embora o licenciamento como Instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente, conforme a lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981, já era anteriormente a promulgação da lei, previsto na legislação de vários Estados, só foi disciplinado em nível nacional a partir da Política Nacional de Meio Ambiente. A Lei nº 6.938/81 deu origem ao sistema da tríplice licença, instituído por meio da resolução Conama nº 237 de 19 de dezembro de 1997.

Segundo ANA (2009), o licenciamento permite efetivar e integrar a aplicação dos padrões de emissão com os padrões das classes de enquadramento. Assim do mesmo modo que a outorga, o licenciamento não deve se limitar apenas a análise dos padrões de emissão, mas também considerar as classes de enquadramento e suas metas progressivas.

Cabe aos órgãos ambientais, segundo a Resolução Conama nº 357/05, estabelecer, através de norma específica ou no licenciamento da atividade, ou do empreendimento, a carga poluidora máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, listadas ou não na resolução, não comprometendo assim as metas progressivas obrigatórias, intermediária e final, estabelecidas pelo enquadramento dos corpos d'água (ANA, 2009).

4.4.6 Uso do solo

O uso do solo tem relação com uma série de impactos ambientais que ocorrem no meio ambiente. Fatores como o crescimento populacional acelerado, ocupação de áreas de preservação permanente, aumento na geração de resíduos, agricultura intensiva, dentre outros, têm causado a degradação dos solos e conseqüentemente a perda da capacidade suporte destes aos processos naturais do meio ambiente (PEJON *et al*, 2013).

Segundo Pejon *et al* (2013) o estabelecimento de leis de controle e o disciplinamento das atividades antrópicas são fundamentais para a redução dos impactos ambientais. Portanto, segundo ANA (2009), é de fundamental importância o município estabelecer as condições de uso e ocupação do solo através do plano diretor e da lei de zoneamento.

Um mecanismo indireto de controle de uso e ocupação do solo é o enquadramento, uma vez que o mesmo sugere a restrição da implantação de empreendimentos, dependendo da classe do enquadramento (ANA, 2009).

4.4.7 Zoneamento Ecológico-Econômico

O Zoneamento-Ecológico-Econômico (ZEE) é um instrumento de planejamento cujo objetivo é a viabilização do desenvolvimento sustentável a partir da compatibilização do desenvolvimento socioeconômico e proteção ao meio ambiente. É, portanto, um instrumento da gestão ambiental que tem por objetivo a delimitação de zonas ambientais e atribuição de usos e atividades compatíveis segundo as características de cada uma delas.

Assim, através da coleta, sistematização, organização de dados e informações, o zoneamento propõe alternativas de preservação e recuperação dos recursos naturais, sendo assim, um importante instrumento para o ordenamento territorial e o desenvolvimento sustentável. Dessa forma, as classes de enquadramento estabelecidas para um corpo d'água devem estar em harmonia com o zoneamento territorial (ANA, 2009).

4.5 Etapas do processo de enquadramento dos corpos d'água

Os estudos com objetivo de enquadramento dos corpos d'água devem ser realizados por equipe multidisciplinar, abrangendo profissionais dos ramos da hidrologia, qualidade da água, engenharia, biologia, planejamento, geografia, dentre outros. Segundo ANA (2009), a coordenação dos trabalhos deve ser feita por um profissional experiente e eclético, de forma que garanta uma análise integrada necessária para a percepção equilibrada do conjunto de fatores que afetam a qualidade da água.

Segundo ANA (2013), a condição ideal é a elaboração do processo de enquadramento em conjunto com os planos de bacias, como já ocorre em algumas bacias do país. No entanto, em alguns casos não é possível conciliar a elaboração desses dois instrumentos simultaneamente. Para esses casos, torna-se ideal ao menos que sejam estabelecidas diretrizes para posterior elaboração da proposta de enquadramento.

As etapas do processo de enquadramento são: diagnóstico da bacia, prognóstico (cenários futuros), elaboração das alternativas de enquadramento e programa de efetivação, análise e deliberação do Comitê e do Conselho de Recursos Hídricos e implementação do programa de efetivação, conforme a identificação na Figura 3.

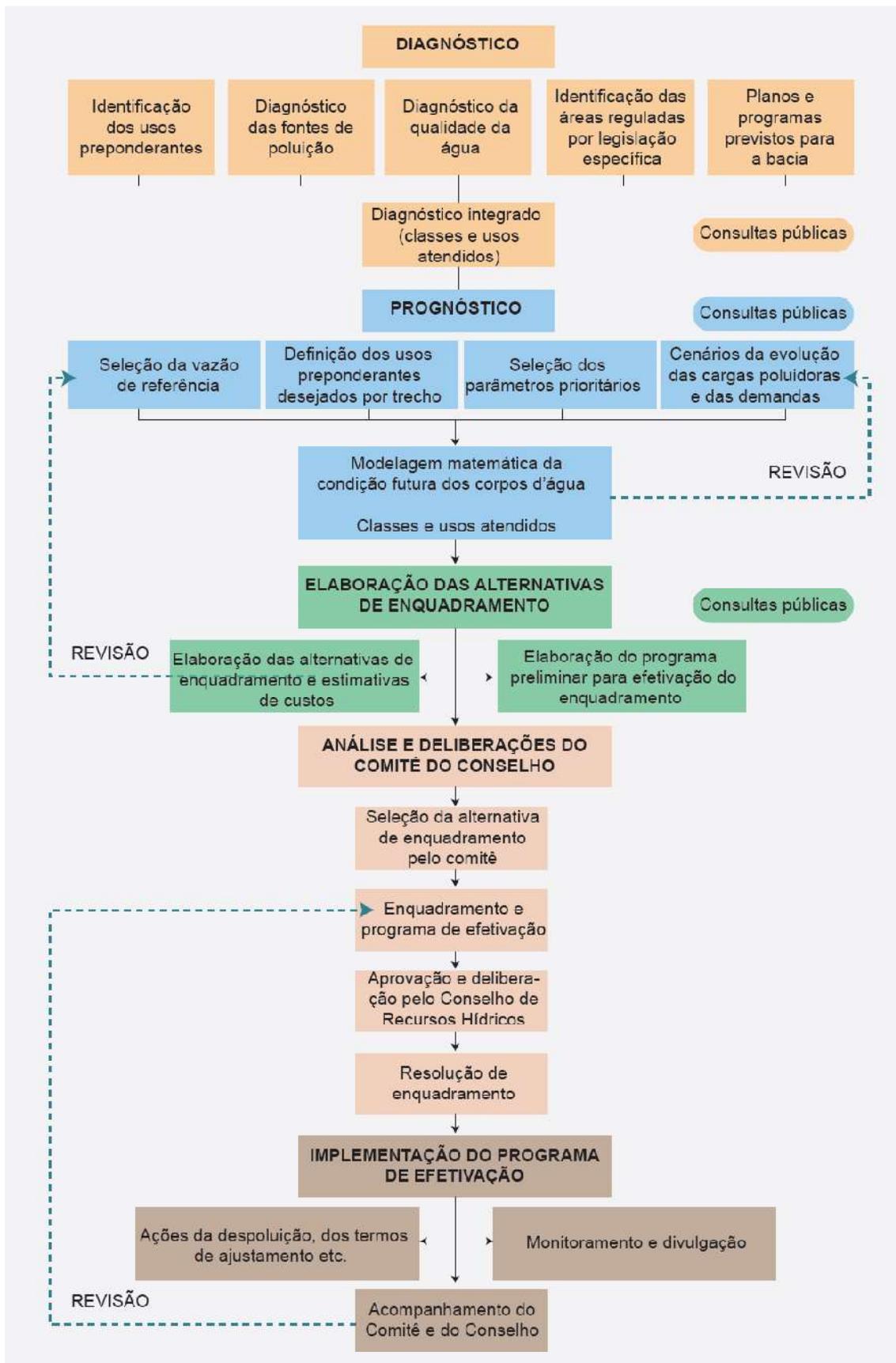


Figura 3. Etapas do processo de enquadramento dos corpos d'água.

Fonte: ANA (2009).

4.5.1. Diagnóstico da bacia

A etapa diagnóstica consiste em reunir o maior número de informações possíveis sobre a situação atual da bacia hidrográfica, principalmente acerca dos usos atuais dos recursos hídricos, bem como os impactos sobre os mesmos decorrentes de atividades antrópicas (ANA, 2009).

Segundo ANA (2013), essa etapa envolve também o mapeamento da qualidade da água para diversos parâmetros, além do reconhecimento de territórios que são disciplinados por legislação específica, como é o caso de terras indígenas e Unidades de Conservação.

Deve-se também analisar os planos e programas regionais existentes, particularmente, os planos setoriais, como no caso do saneamento, planos de desenvolvimento socioeconômico, plurianuais governamentais e o plano diretor do município (ANA, 2009).

4.5.2. Prognóstico

A etapa prognóstica envolve a simulação por meio de modelagem matemática para previsão das condições futuras dos corpos d'água. Assim, para essa etapa, informações como vazão de referência, parâmetros prioritários, cenário de evolução das cargas poluidoras, são de fundamental importância no processo de modelagem para cenários futuros (ANA, 2013).

4.5.3 Elaboração das alternativas de enquadramento

As análises obtidas nas etapas diagnóstica e prognóstica, serão analisadas conjuntamente para o estabelecimento das classes de enquadramento. Deve-se identificar os trechos que apresentam conformidade com os usos preponderantes e a condição atual. É importante também a identificação dos trechos que apresentam desconformidades em relação a classe pretendida para o corpo d'água. A análise obtida na modelagem

matemática indicará qual o nível de tratamento será necessário para o atendimento das metas (ANA, 2009).

Segundo ANA (2013), a proposta de enquadramento deve ser elaborada com o objetivo de assegurar que a qualidade das águas seja compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, e diminuir os custos de combate a poluição das águas, mediante medidas permanentes. Portanto, nessa etapa deve se estabelecer um programa preliminar para efetivação do enquadramento contendo as previsões dos custos necessários para que as metas sejam alcançadas.

4.5.4 Análise e deliberação do Comitê

O Comitê, como primeira instância deliberativa, a partir dos cenários encontrados nas etapas anteriores, selecionará a alternativa de enquadramento e o respectivo programa para efetivação. Em seguida o Comitê encaminha a proposta de enquadramento ao Conselho de Recursos Hídricos, o qual após a aprovação emitirá uma resolução (ANA, 2013).

4.5.5. Programa de efetivação

Considerada a etapa mais desafiadora do processo de enquadramento, a implementação do programa de efetivação, consiste em colocar em prática as metas construídas e pactuadas (ANA, 2013).

Dessa forma, é crucial o acompanhamento das metas ao longo da efetivação. Cabe, portanto, aos Comitês, o papel de cobrar dos atores envolvidos o cumprimento das metas pactuadas. Enquanto que o Conselho de Recursos Hídricos irá acompanhar a efetivação do enquadramento, por meio do monitoramento realizado por órgãos do meio ambiente e de recursos hídricos (ANA, 2009).

5.MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Área do Estudo

A área do estudo compreende o lago de Serpa, no município de Itacoatiara, no Amazonas (Figura 4). Foram estabelecidos 3 pontos para coleta de água e as análises foram realizadas no laboratório da Coordenação de Pesquisas em Clima e Recursos Hídricos (CPCRH), situado no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA).

Em 23 de setembro de 1998, por meio da lei ordinária nº 04/98, em Itacoatiara, foi criada a área de proteção ambiental do lago de Serpa, como integrante do Sistema Municipal de Unidades de Conservação.

O lago de Serpa se situa à margem esquerda da rodovia AM-010, entre as latitudes 3°04' e 3°09' e longitudes 58°26' e 58°34', bem como todo seu entorno e área de influência estendendo-se por um raio de até 2,0 Km a partir de suas margens, compreendendo as Comunidades Sagrado Coração de Jesus do Lago de Serpa e São Pedro e Estrada Rondon (ITACOATIARA, 1998).

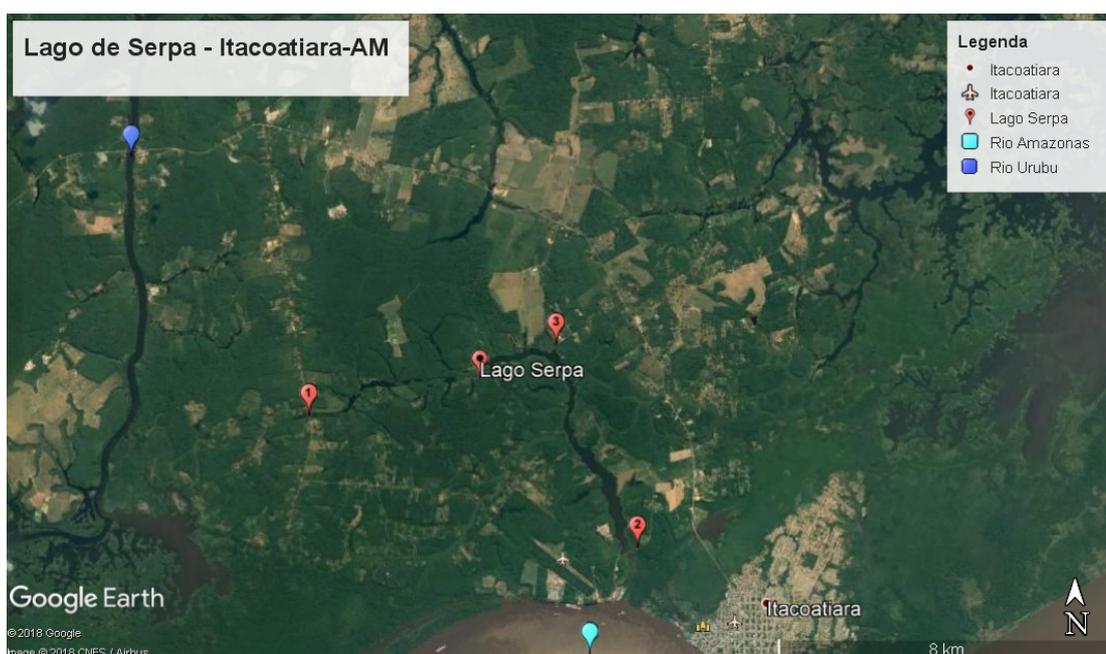


Figura 4. Área de estudo indicando o lago de Serpa em Itacoatiara Amazonas.
Fonte: Pereira (2018).

5.2. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água

Os dados físicos, químicos e microbiológicos de qualidade da água foram disponibilizados pelo laboratório de química ambiental do CPCRH/INPA e correspondem a amostras coletadas no período de 2009 -2016, a exceção de 2015, onde não houve coletas. As médias foram calculadas desconsiderando o efeito sazonal e avaliando o efeito do mesmo. A avaliação do efeito sazonal foi realizada para os períodos de vazante (agosto a janeiro), e enchente (fevereiro a julho). Para o ano de 2016, houve coleta apenas no período de enchente, sendo analisados os seguintes parâmetros:

5.2.1. Parâmetros Físicos

- ✓ Condutividade elétrica;
- ✓ Cor;
- ✓ Turbidez.

5.2.2 Parâmetros Químicos

- ✓ Alcalinidade;
- ✓ Oxigênio dissolvido;
- ✓ Cálcio;
- ✓ Magnésio;
- ✓ Ferro total e dissolvido;
- ✓ Dureza;
- ✓ Sódio;

- ✓ Potássio;
- ✓ Cloretos;
- ✓ Amônia;
- ✓ Sílicatos;
- ✓ Demanda bioquímica de oxigênio (DBO);
- ✓ Demanda química de oxigênio (DQO).

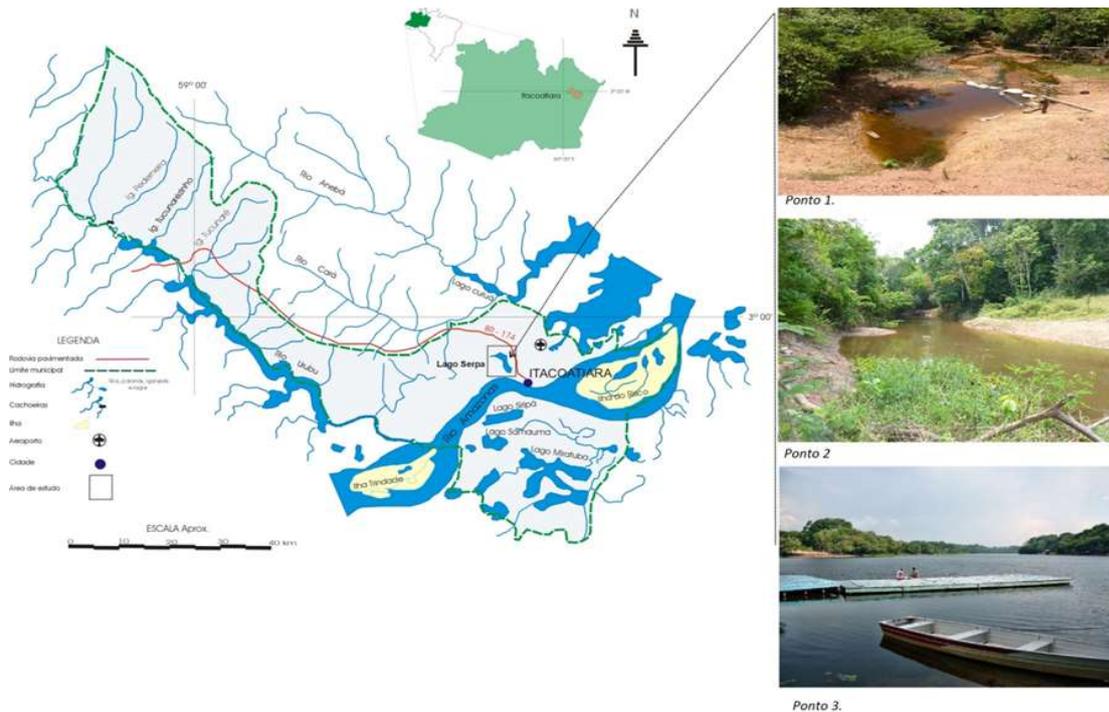
5.2.3. Parâmetros microbiológicos

- ✓ Coliformes totais;
- ✓ Coliformes fecais.

5.3 Procedimentos de coleta

5.3.1. Pontos de coleta e metodologia para coleta

Foram monitorados 3 pontos de coleta (Figura 5) ao longo do lago de Serpa e foram realizadas 43 coletas para análises de parâmetros físicos químicos e microbiológicos da água.



Os pontos de coleta são:

- ✓ Ponto 1: na conexão do lago com o Rio Urubu; extremidade noroeste do Lago (W: 058°32'11.76" S: 03°05'39.48");
- ✓ Ponto 2: na conexão do lago com o Rio Amazonas; extremidade sudeste do Lago (W: 058°27'58.44" S: 03°07'22.32")
- ✓ Ponto 3: na parte central do lago (W: 058°29'1.2" S:03°04'44.4")

Nota-se no ponto 1 a ocorrência de águas pretas, nesse ponto há a conexão entre o lago de Serpa e o rio Urubu. No ponto 2 ocorre a conexão entre o lago e o rio Amazonas, sendo que na época da cheia do rio Amazonas a distância entre este ponto e o rio diminui. O ponto 3 corresponde a área central do lago a qual é uma área onde predomina a recreação e lazer (NUNES,2012).

Foram realizadas coletas nesses 3 pontos, sendo que as amostras foram coletadas próximas a superfície (até 15 cm), com auxílio da garrafa coletora para homogeneização da amostra, evitando assim a aeração. O método de Winkler (frascos) foi utilizado para a determinação de oxigênio dissolvido e DBO. Para os demais parâmetros (físicos e químicos) as amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno, previamente lavados com solução ácida (NUNES *et al.*, 2012).

Na determinação dos coliformes fecais e totais (análise bacteriológica) as amostras foram coletadas diretamente em frascos esterelizados.

Os métodos específicos utilizados para estimar os parâmetros citados são descritos Nunes *et al.* (2012); Campos *et al.* (2010); APHA (1995).

5.4 Identificação dos usos preponderantes

Para a identificação dos usos preponderantes foram utilizados dados secundários (cadastro de outorgas, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, Secretária Municipal de Meio Ambiente, dentre outros) (ANA, 2009).

Os usos preponderantes considerados não se tratam daqueles usos que tem maiores volumes captados uma vez que a maioria dos usos previstos nas classes de enquadramento são usos não consuntivos (ex: recreação, preservação das comunidades aquáticas, pesca). Os usos preponderantes serão, portanto, aqueles que apresentam maior importância dentre os usos da água realizado no lago.

Simultaneamente a análise desses dados secundários, foram feitas visitas a campo de forma a se complementar a análise com informações necessárias. Nas visitas em campo foram referenciadas as coordenadas geográficas (latitude/longitude) dos principais pontos em que se localizam os usos preponderantes (ANA, 2009).

Foram analisados os usos previstos nas classes de enquadramento da Resolução CONAMA nº 357/05:

- ✓ Abastecimento para consumo humano;
- ✓ Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; preservação dos ambientes aquáticos em Unidades de Conservação de proteção integral;
- ✓ Proteção das comunidades aquáticas, inclusive em terras indígenas;
- ✓ Recreação de contato primário ou secundário;
- ✓ Irrigação: hortaliças, plantas frutíferas, culturas arbóreas, cerealíferas, forrageiras, parques, jardins, campos de esporte e lazer;
- ✓ Aquicultura e pesca;
- ✓ Dessedentação de animais;
- ✓ Navegação;
- ✓ Harmonia paisagística.

Foram considerados outros usos, caso sejam relevantes na bacia, tais como geração de energia, uso industrial e mineração.

As informações obtidas referentes aos usos preponderantes foram integradas e geoespacializadas em SIG (ARCGIS, ESRI, Inc).

5.5. Identificação das possíveis fontes poluidoras

De acordo a lei nº 6.938/81 a poluição é a degradação da qualidade ambiental, ou seja, a alteração das características do meio ambiente. Segundo Von Sperling (2005) uma conceituação menos formal da poluição das águas é: a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente,

alterem a natureza do corpo d'água de tal forma a comprometer os legítimos usos que se faça da água.

As fontes de poluição são classificadas em pontuais e difusas. Nas fontes pontuais a descarga ocorre de forma concentrada, ou seja, é possível identificar o ponto em que ocorre o lançamento, por exemplo a descarga em um rio de um emissário transportando os esgotos de uma comunidade. Ao passo que na poluição difusa a descarga se dá de forma distribuída, como por exemplo na poluição por agrotóxicos e fertilizantes carreados pela água da chuva em uma área agrícola (ANA, 2009; VON SPERLING, 2005).

Segundo ANA (2009), as principais fontes de poluição nas bacias são as pontuais, e portanto devem ser consideradas no processo de enquadramento. As fontes difusas são mais difíceis de se controlar e quantificar, e sua relevância para o enquadramento deve ser analisada especificamente para cada bacia.

Em relação as fontes poluidoras, foi realizada apenas a identificação das principais, sendo que não foi feito um diagnóstico das mesmas, uma vez que o trabalho não contemplou a quantificação da carga poluidora dos efluentes produzidos na área de estudo.

A identificação das possíveis fontes poluidoras foi realizada através da consulta a órgãos estaduais e municipais do meio ambiente. Os processos de licenciamento e de outorga constituem as principais fontes de informações sobre essas fontes (ANA, 2009).

As informações foram complementadas por visitas a campo através de inspeção *in loco* e registro por fotografias, bem como, o georreferenciamento das principais fontes poluidoras para posterior geoespacialização dessas informações (EMBRABA, 2004; RIO GRANDE DO NORTE e PARAIBA, 2007).

Foram georreferenciadas as possíveis contribuições antrópicas que possam estar comprometendo a qualidade da água do lago, como o lançamento de efluentes domésticos, a presença de flutuantes, a criação de animais no entorno do lago, a disposição inadequada de resíduos sólidos, ou a presença de qualquer empreendimento com potencial poluidor.

5.6. Identificação de não conformidades dos parâmetros de qualidade da água em relação ao padrão ambiental (Resolução CONAMA nº 357/05)

Os parâmetros comparados ao padrão ambiental (CONAMA nº 357/05) especificamente foram:

- ✓ Oxigênio dissolvido (OD);
- ✓ Demanda bioquímica de oxigênio (DBO);
- ✓ Turbidez;
- ✓ pH.

Para a verificação de não conformidades com o padrão ambiental, foram utilizadas curvas probabilísticas para verificação de incompatibilidade da qualidade da água com os limites estabelecidos na resolução CONAMA nº 357/05. Para isso, foi utilizada metodologia proposta por Cunha e Calijuri (2010).

A partir dos parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez e pH foram construídas curvas de probabilidade considerando as 43 coletas realizadas no período de 2009 a 2016 para os 3 pontos de coleta. As curvas de probabilidade como descrito por Cunha e Calijuri (2010) permitirão avaliar as frequências de incompatibilidades entre a qualidade da água, para os parâmetros anteriormente citados, e o padrão ambiental estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/05.

Para a construção das curvas foi utilizada a função de distribuição acumulada, a qual descreve a distribuição de probabilidade de uma variável aleatória de valor real. A metodologia para a função de distribuição acumulada é descrita por Spiegel (1978) e Bussab e Moretin (2013). Assim para uma variável aleatória X , chamaremos de função de distribuição acumulada (f.d.a), ou simplesmente função de distribuição (f.d) à função:

$$F(x)=P(X \leq x)$$

Sendo que $P(X \leq x)$ descreve a probabilidade (frequência) de que a variável X resulte em um valor igual ou inferior a x . Para o presente trabalho a probabilidade se refere aos casos de não excedência ou de excedência, ao valor de $F(x)$ para x igual ao padrão ambiental. Ou seja, a variável X representa as concentrações dos parâmetros de qualidade da água considerados para essa análise, enquanto que os padrões de qualidade ambiental definidos na resolução CONAMA nº 357/05 definem os valores do argumento x . Foram considerados os padrões de qualidade ambiental para os parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez e pH referentes a classe II uma vez que no estado do Amazonas, o enquadramento não está implementado para nenhum corpo hídrico.

A probabilidade de interesse para este trabalho estende-se ao valor de $F(x)$ para x igual ao valor do padrão de qualidade ambiental. A frequência se traduz na probabilidade de incompatibilidade da qualidade da água com os padrões estabelecidos na resolução CONAMA nº 357/05.

Para o parâmetro oxigênio dissolvido é de interesse a frequência de não excedência do padrão de qualidade ambiental. No caso do Ph, é relevante a soma das frequências com que os registros das coletas se apresentaram com valores inferiores a 6,0 ou superiores a 9,0. Já para os parâmetros turbidez e demanda bioquímica de oxigênio é de importância as frequências de excedência do padrão ambiental.

Para a avaliação da frequência de atendimento ao padrão ambiental (resolução CONAMA nº 357/05) serão analisados:

- ✓ as curvas de probabilidade por parâmetro de qualidade da água, agrupando-se todos os registros de qualidade da água;
- ✓ as curvas de probabilidade por parâmetro de qualidade para cada ponto de coleta;

5.7. Identificação de áreas protegidas por legislação específica

Para identificação e delimitação de áreas protegidas foi utilizada como base o texto da lei municipal ordinária 004/98. A lei estabelece que a área de proteção ambiental do lago de Serpa abrangerá toda a área do lago de Serpa, bem como todo seu entorno e área de influência. Sendo que a APA se estenderá por um raio de até 2,0 Km a partir de suas margens, os locais de assentamento das comunidades Sagrado Coração de Jesus do Lago de Serpa e São Pedro - Estrada Rondon, bem como os mananciais de água que abastecerem as mesmas.

Para delimitação da APA foi utilizada uma imagem CBERS 4 e shapefile IPAAM (2018), para os limites administrativos foi utilizado shapefile IBGE (2018).

5.8. Caracterização do uso e ocupação do solo

A caracterização do uso e ocupação do solo foi realizada através de imagens do satélite Landsat, por meio de uma classificação supervisionada.

5.8.1. Classificação do uso do solo

Para elaboração dos mapas foram utilizadas imagens Landsat 5 e 8 (Quadro 5). O download dessas imagens foi feito no site do INPE (<http://www.inpe.br/>) e da USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Foi utilizada uma série histórica de 8 anos (2009-2016).

Quadro 5 - Principais características das imagens de sensores remotos utilizadas na pesquisa.

Satélite/Sensor	Ano	Bandas Espectrais	Órbita/Ponto	Data
Landsat 5	2009	5,4,3	203/62	20/08
Landsat 5	2010	5,4,3	203/62	17/05
Landsat 5	2011	5,4,3	203/62	07/07
Landsat 8	2012	6,5,4	203/62	08/07
Landsat 8	2013	6,5,4	203/62	28/06
Landsat 8	2014	6,5,4	203/62	18/04
Landsat 8	2015	6,5,4	203/62	20/09
Landsat 8	2016	6,5,4	203/62	08/10

Fonte: Pereira (2018).

A seleção das imagens foi realizada pela intensidade de cobertura de nuvens. Esta região caracteriza-se com um índice pluviométrico elevado, há presença contínua de nuvens, sendo que estas escondem as informações onde estão projetadas, dificultando a leitura da real situação da área. Deste modo, os meses mais favoráveis as capturas de imagens estão entre junho a outubro, mesmo período de seca da região.

Após o download das imagens, as bandas espectrais foram compostas e posteriormente georreferenciadas. O georreferenciamento foi feito em locais bem definidos da imagem, como meandros de rio e cruzamentos de estrada. Foram utilizados um total de 10 pontos de controle para este procedimento. As imagens foram realçadas, este procedimento consiste em expandir os pixels para eliminar os efeitos de sombreamentos, favorecendo o reconhecimento dos objetos presentes nas imagens.

O uso do solo foi então classificado, por meio de uma classificação supervisionada no software ARCGis 10.2, processo de análise das informações nas imagens para reconhecer padrões e objetos homogêneos. Este procedimento requer que o analista “treine” ou classifique pixel a pixels via tela de computador, buscando reconhecer um conjunto de assinaturas espectrais similares.

No caso desta pesquisa foram estabelecidas para o treinamento digital áreas desmatadas, cobertura vegetal (floresta ombrófila densa, mata secundária) e corpos aquosos. As amostras foram coletadas de forma espacializada cobrindo o máximo de pixels para cada conjunto no aplicativo do

classificador supervisionado (MAXVER). Esse classificador consiste numa classificação supervisionada de máxima verossimilhança, a qual necessita de amostras de treinamento para adquirir o pacote de estatística (vetor média e matriz de covariância).

Assim, essa classificação utiliza estatísticas de treinamento para calcular a probabilidade de um determinado pixel pertencer a uma determinada classe e geralmente fornece classificação com as melhores precisões. Desta forma, foi realizado a classificação das classes citadas, de acordo com a ocupação do solo. Foram utilizados pontos de controle com base em imagens RapidEye de alta resolução no software Google Earth Pro e dados do projeto MapBIOMAS (<http://mapbiomas.org>). O limite utilizado para classificação foi a área da APA Lago do Serpa.

O processo para classificação seguiu os seguintes passos: (1) seleção das imagens de trabalho; (2) treinamento das classes; (3) reclassificação das classes; (4) limpeza de pixels através do filtro MajorityFilter; (5) Conversão de imagem matricial para poligonal e (6) Cálculo de áreas. Foram definidas cinco classes: (1) Corpos D'água; (2) Floresta com menor alteração; (3) Floresta Secundária; (4) Pastagem ou agricultura e (5) Solo Exposto.

5.8.2. Cálculo do desmatamento

Além das classes de uso, foi realizado também o cálculo de desmatamento da área da APA. Para isto utilizou-se o somatório entre as classes: Floresta Secundária; Pastagem ou agricultura e Solo Exposto. Utilizou-se também para complementar a análise de desmatamento os dados do PRODES (<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>) (INPE, 2018).

O desmatamento pode ser dividido de duas formas, em acumulado e incremento. O desmatamento acumulado corresponde ao somatório do ano anterior com os anos subsequentes, enquanto que o incremento considera apenas o desmatamento no ano de interesse.

5.9. Análise estatística

A análise estatística dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos foram realizadas com o software Rstudio. A normalidade dos dados foi testada através do teste de Shapiro-Wilk.

6.RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Caracterização física do lago de Serpa

As características físicas como coordenadas, comprimento, largura, profundidade e distância máxima do rio Amazonas (período seco), distância mínima do rio Amazonas (período chuvoso) são apresentadas no Quadro 6.

Quadro 6. Caracterização física do lago de Serpa.

Lago de Serpa	
Comprimento	11,78 Km
Largura (máx)	0,34 Km
Altura (NA)	15 m
Coordenadas	03°05'02,40"/58°29'52,06"[E] 03°07'23,49"/58°28'02,05"[W]
Distância máx rio Amazonas	5,94 Km
Distância min rio Amazonas	1,11 Km

Fonte: Ferreira (2017).

O lago de Serpa é caracterizado por apresentar no período de enchente a contribuição do rio Amazonas. A medida que ocorre a elevação do nível das águas do rio Amazonas, durante a enchente, a distância do mesmo para o lago de Serpa vai diminuindo. No período da seca a distância entre o rio Amazonas e o lago de Serpa é máxima e corresponde a 5,94 Km, em contrapartida no período de cheia a distância do mesmo para lago é mínima, sendo igual a 1,11 Km.

Assim o lago apresenta características hidroquímicas distintas de acordo com a sazonalidade. Com o período de enchente e a entrada das águas do rio Amazonas, ocorre modificações nas concentrações de metais alcalinos,

alcalinidade, turbidez, pH, dentre outros. Essa dinâmica confere ao lago de Serpa características singulares com relação ao seu comportamento hidroquímico.

6.2. Avaliação da qualidade da água do lago de Serpa por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos

Em relação a normalidade dos dados os parâmetros:ph, OD, silício, DQO, sódio, amônio foram testados como normais. E foram não normais os parâmetros:turbidez, DBO, alcalinidade, condutividade, alcalinidade, cor, ferro total, ferro dissolvido, dureza, cálcio, magnésio, potássio, cloretos, coliformes totais, coliformes fecais.

A seguir serão apresentados os valores médios anuais para os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos para o lago de Serpa. A avaliação foi realizada através de médias anuais desconsiderando o efeito sazonal e avaliando o efeito da sazonalidade nos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos das águas do lago de Serpa.

6.2.1. Turbidez

A turbidez no lago de Serpa apresentou maior valor médio em 2010, de 15,30 UNT e desvio padrão de $\pm 18,20$ o que indica uma grande variação dos valores de turbidez ao longo do ano (Figura 6). Essa variação se deve ao fato que a análise ocorreu em 3 pontos, sendo que no ponto 1 há uma maior influência do rio Urubu o que caracteriza um menor aporte de material em suspensão.

No período da cheia o lago sofre a influência do rio Amazonas, o que indica a entrada de maior carga sedimentar. O menor valor médio de turbidez ocorreu em 2013 com 4,63 UNT e desvio padrão de $\pm 4,06$ indicando também

uma maior variação nos dados de turbidez para esse ano. Uma grande variação também foi observada no ano de 2014 onde a turbidez média foi de 12,78 UNT com desvio padrão de $\pm 21,41$.

Silva *et al.* (2013), analisou ao longo de 3 anos a qualidade da água do rio Amazonas e em diversos tributários. Os autores reportaram valores de turbidez para o rio Solimões na região andina com 165,36 UNT o que indica uma elevada carga sedimentar proveniente dos andes. A influência andina na carga de sedimentos no ecossistema fluvial amazônico já foi demonstrada por Gibbs (1967) e Stallard e Edmond (1983). No rio Amazonas em Itacoatiara Silva *et al.* (2013) encontraram um valor médio da turbidez de 66,70 UNT.

O rio urubu por ser um rio de águas pretas apresenta baixa carga de sedimentos. Silva (2013) relatou valores de turbidez, na estiagem e período chuvoso para o rio Uubu, de 5,20 UNT e 4,42 UNT respectivamente. De modo geral pelo fato do lago de Serpa sofrer influência do rio Amazonas o aporte de sedimentos para o mesmo ocorrerá principalmente no período de cheia do rio Amazonas.

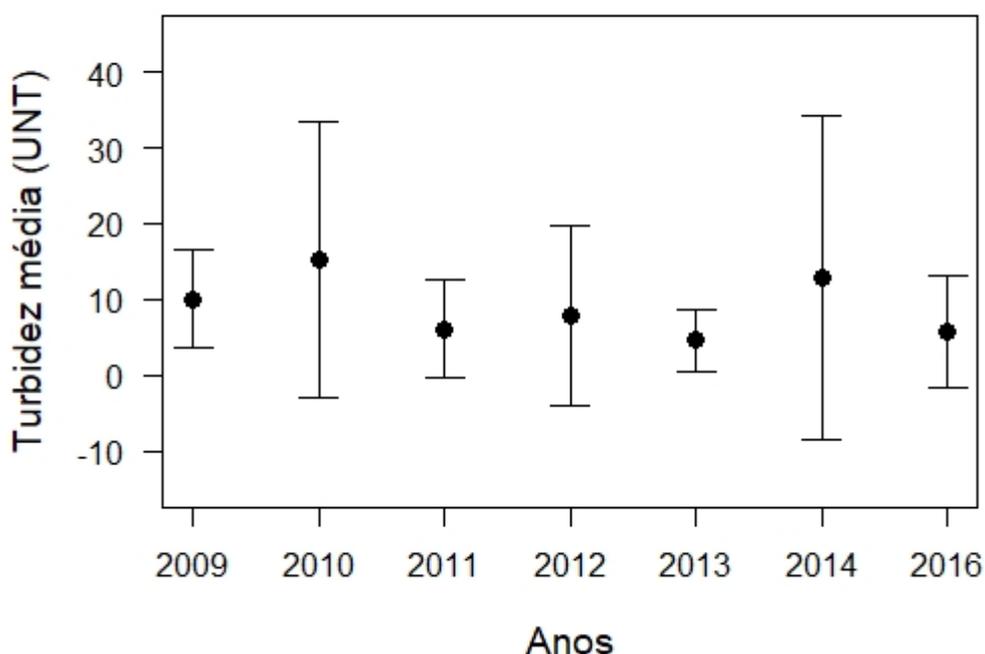


Figura 6. Valores médio anuais da turbidez no lago de Serpa.

Analisando o efeito sazonal na turbidez, o maior valor encontrado foi de 24,44 UNT, com desvio padrão de $\pm 32,36$, no ano de 2012, indicando uma grande variação nos valores de turbidez. Tanto para o ano de 2009, quanto 2012 o valor médio da turbidez no período de vazante foi superior ao período de enchente (Figura 7). Esse resultado se deve ao fato de que, em 2009, das 18 coletas realizadas apenas 3 foram realizadas no período de enchente.

Para o ano de 2012 foram feitas 2 coletas no período de vazante, contra 15 no período de enchente. Entretanto, o valor da turbidez no ponto 2 foi de 47,32 UNT, valor o qual, elevou o valor da média para o período. Para os anos de 2010, 2011, 2013 e 2014 os valores médios de turbidez na enchente foram superiores aos apresentados no período de vazante. Maiores valores de turbidez no período de enchente para o rio Solimões/Amazonas também foram relatados por Pantoja (2015).

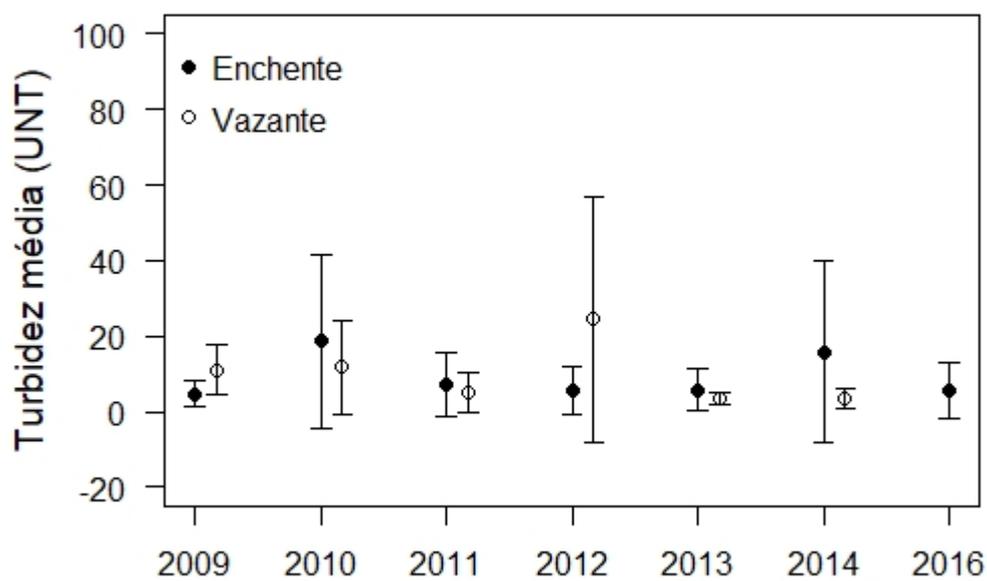


Figura 7. Turbidez média considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.2. Cor

O parâmetro cor apresentou em 2014 o maior valor médio de 71,65 mg Pt/L ($\pm 40,78$), e em 2011 o menor valor médio de 37,23 mg Pt/L ($\pm 20,79$) (Figura 8). Silva (2013) encontrou variação de cor para rios de águas pretas de 3,47 mg Pt/L a 178,97 mg Pt/L. Enquanto que para rios de águas brancas a autora relatou variação de 40,39 mg Pt/L a 261,3 mg Pt/L.

O limite máximo permissível da cor para corpos d'água classe II é de 75 mg Pt/L, segundo a resolução CONAMA nº 357/05. O lago de Serpa apresenta principalmente nos pontos 1 e 2 valores de cor que ultrapassam esse limite, indicando uma não conformidade. Entretanto, valores elevados de cor são característicos para águas que drenam determinadas regiões na bacia amazônica.

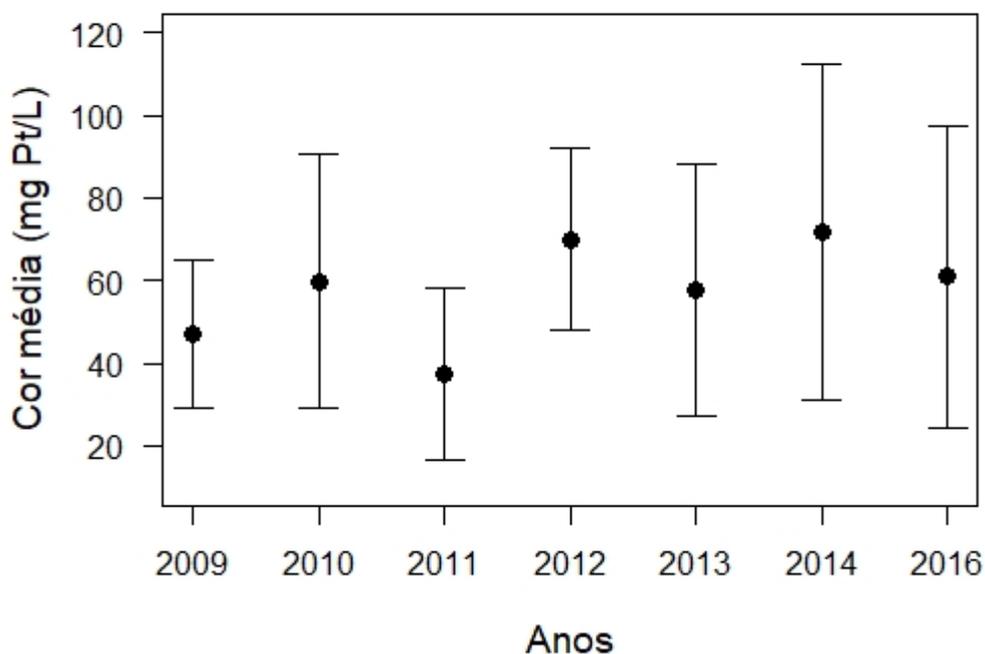


Figura 8. Valores médios anuais de cor no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

Comparando-se os valores médios da cor nos períodos de enchente e vazante, pode-se perceber que estes foram maiores para os períodos de enchente ao longo dos anos (Figura 9). No ano de 2014 observou-se o maior valor de cor, de 84,41 mg Pt/L ($\pm 38,95$) e o menor valor no período de vazante em 2011 com 26,49 mg Pt/L ($\pm 15,10$). A cor é resultado da presença de substâncias dissolvidas na água, e os períodos de enchente nas bacias de drenagem contribuem para entrada dessas substâncias na água. Silva *et al.* (2013) encontraram valores médios de cor para o rio Amazonas em Itacoatiara de 109,34 mg Pt/L.

Santos e Ribeiro (1988), reportaram valor médio de cor de 35 mg Pt/L para o rio Urubu para amostragens entre setembro e outubro de 1984/85. Enquanto que Silva *et al.* (2013), analisaram esse parâmetro para o rio Urubu no período de novembro de 2008 a dezembro de 2011, e encontraram um valor médio de 76,67 mg Pt/L. A cor nos ambientes aquáticos de águas pretas é caracterizada pela presença de ácidos fúlvicos e húmicos provenientes da decomposição da matéria orgânica (LEEHNNEER, 1980). Os valores encontrados para o lago de Serpa no ponto 1 onde o lago apresenta influência do rio Urubu são semelhantes aos reportados na literatura.

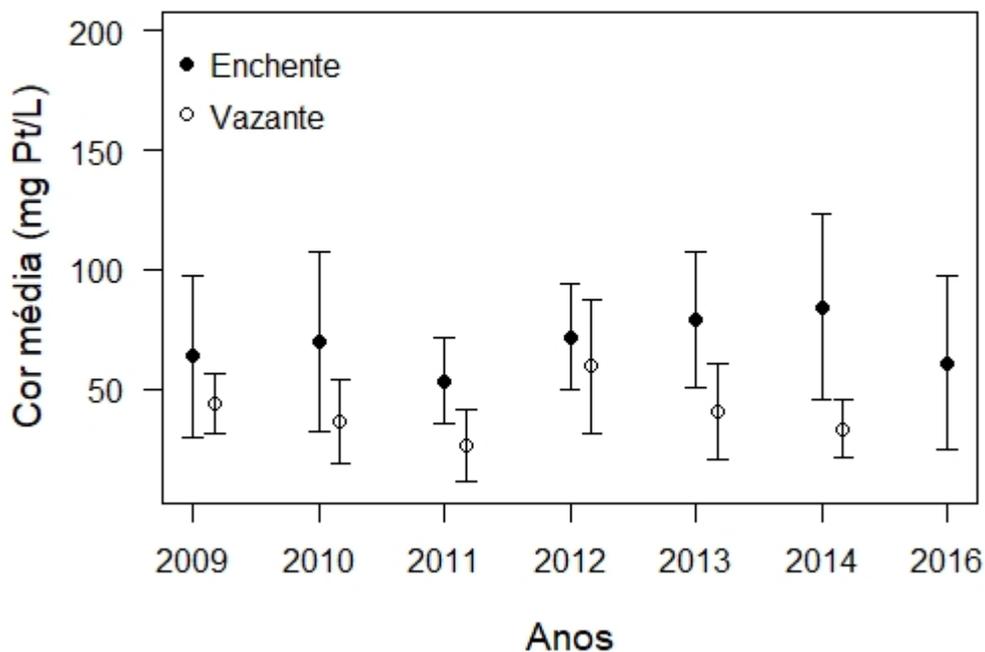


Figura 9. Cor média considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.3. Condutividade elétrica

A condutividade apresentou como maior valor, 23.62 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no ano de 2014, com desvio padrão de ± 15.21 e menor valor no ano de 2011, com 13.54 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e desvio de ± 4.67 . (Figura 10) A condutividade está diretamente relacionada a quantidade de íons dissolvidos na água, o que implica em maiores valores em bacias de drenagem com elevado aporte de carbonatos e sais dissolvidos, como é o caso dos rios Solimões e Amazonas.

Pantoja (2015), reportou um valor médio de condutividade elétrica para o rio Amazonas de 65,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no período de enchente, enquanto que Souto *et al.* (2015) encontraram condutividade média no rio Amazonas em Novo Remanso de 23,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 51,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, para os períodos de enchente e vazante, respectivamente.

Silva (2013) relatou valores de condutividade no rio Urubu de 9,84 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 21,04 $\mu\text{S}/\text{cm}$, para os períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente. Horbe e Oliveira (2008) encontraram valores de condutividade de 20,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 6,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para dois pontos amostrais no rio Uubu. Estes valores são semelhantes aos encontrados nos pontos de coleta no lago de Serpa com influência do rio Urubu e rio Amazonas.

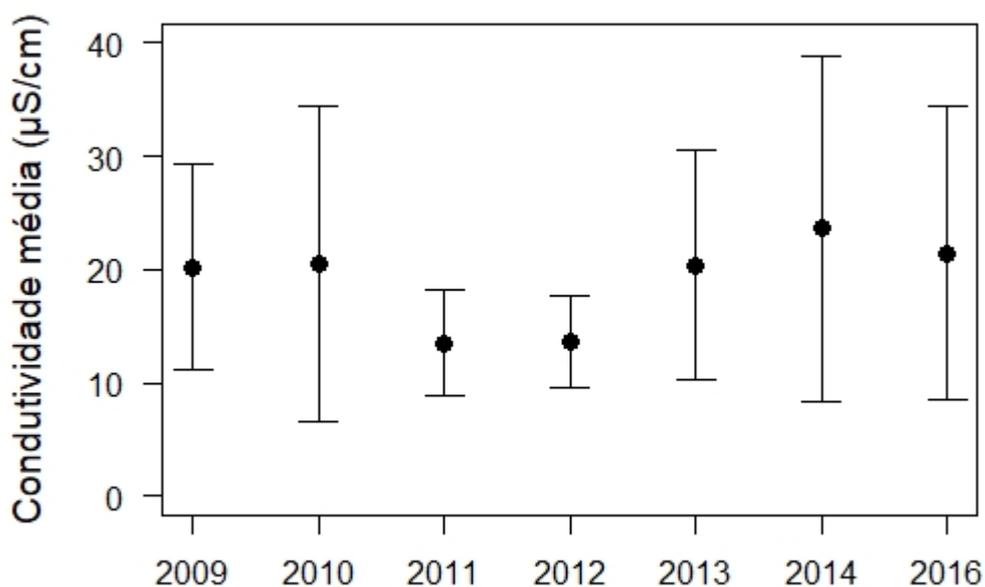


Figura 10. Valores médios anuais da condutividade para o lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

Considerando o efeito sazonal, pode-se notar que os maiores valores de condutividade elétrica ocorreram no período da enchente, devido ao maior aporte de íons dissolvidos (Figura 11). A condutividade variou de 26,78 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\pm 15,95$) no período de enchente em 2014 a 12,24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\pm 4,12$) na vazante de 2011.

Para o ano de 2012 houve registros de condutividade apenas nas duas coletas no período da vazante, não ocorrendo assim registros deste parâmetro no período de enchente.

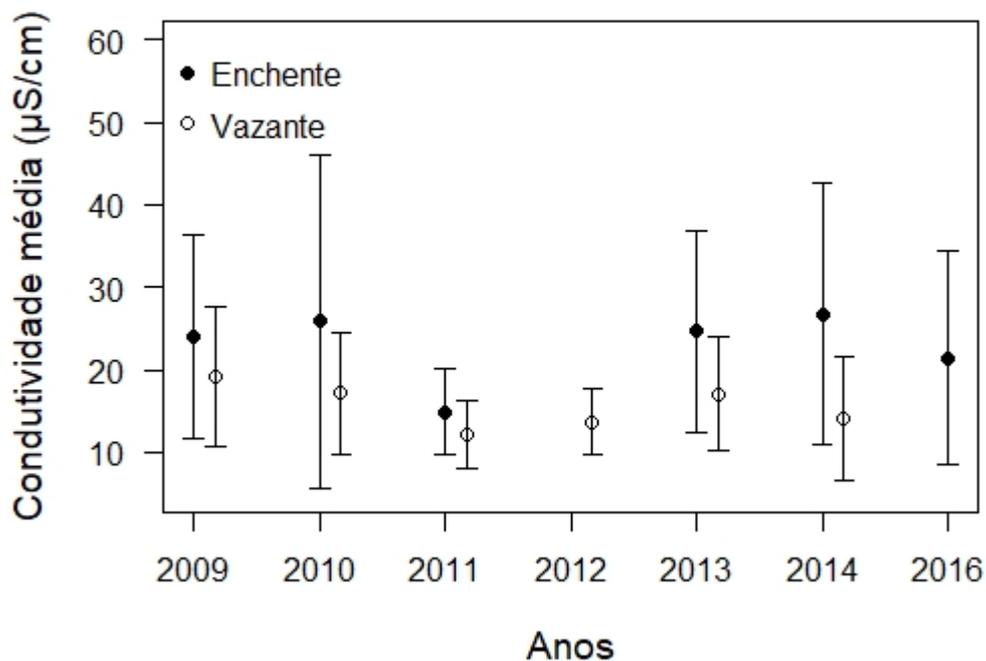


Figura11. Condutividade elétrica média considerando o efeito sazonal.

Fonte:Pereira (2018).

6.2.4. pH

Quando eliminou-se o efeito da sazonalidade na qualidade da água ,o valor médio do pH encontrado para o lago de Serpa variou entre 5,74 ($\pm 0,79$) em 2016 ,e 6,20 ($\pm 0,54$) em 2009 (Figura 12). Os menores valores foram encontrados no ponto 1, o qual faz conexão com o rio Urubu. Valores semelhantes de pH para o rio Urubu foram encontrados em estudos de Santos e Ribeiro (1988).

Horbe e Oliveira (2008) relataram pH com valor de 4,44 e 5,50 para o rio Urubu no final do período de estiagem e Silva (2013) encontrou um valor de 4,32 no período de estiagem, e de 5,80 para o período chuvoso, valores em conformidade com os encontrados para o ponto 1 no lago de Serpa.

Os valores médios de pH apresentaram baixa variação entre os anos, dentro do esperado para águas da região amazônica. Os maiores valores de pH observados foram no ponto 2 na conexão do lago com o rio Amazonas durante a cheia.

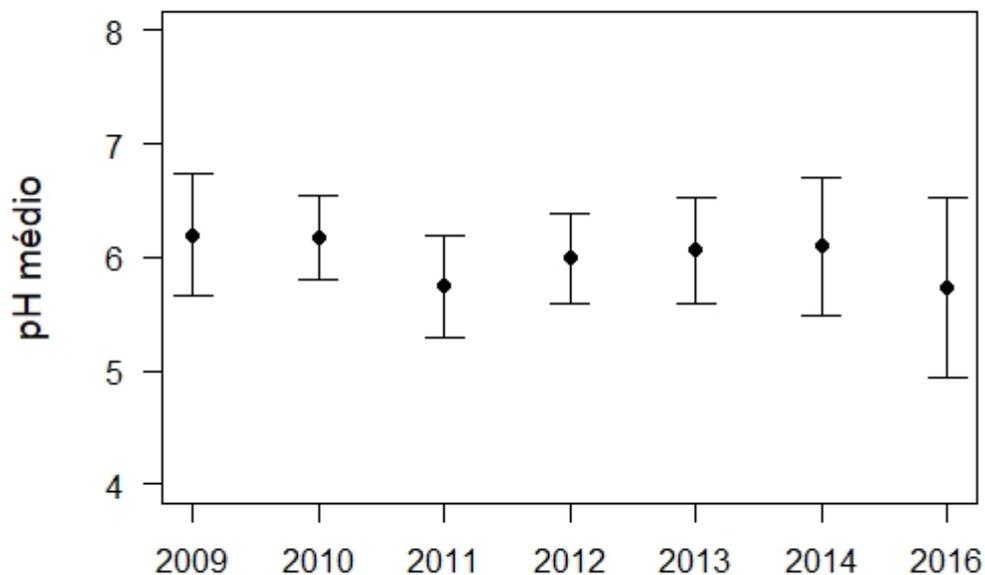


Figura 12. Valores médios anuais do pH no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

Analisando os valores médios do pH para os períodos de enchente e vazante, pode-se observar que com exceção de 2012, os valores de pH no período da enchente foram superiores aos do período de vazante. Os valores médios de pH variaram entre os anos de 5,74 ($\pm 0,79$) a 6,26 ($\pm 0,47$) na enchente, enquanto que na vazante a variação ficou entre 5,72 ($\pm 0,53$) e 6,21 ($\pm 0,45$) (Figura 13). Esse padrão difere do encontrado por Brito *et al.* (2014), que reportaram valores de pH para o lago Catalão no período da enchente e vazante de 6,3 e 6,8 respectivamente.

Em pesquisa realizada por Souto *et al.* (2015) os autores encontraram valores de pH de 5,08 e 6,48 para o rio Amazonas em Novo Remanso. Silva

(2013) encontrou para os períodos de estiagem e chuvoso no rio Amazonas em Itacoatiara, os valores de pH de 6,71 e 6,54, respectivamente. Esses valores são semelhantes aos encontrados no ponto 2, onde o lago sofre influência do rio Amazonas, indicando o aporte de substâncias alcalis.

Os maiores desvios foram observados nas enchentes de 2009 e 2015, com desvio padrão de 0,72 e 0,79 respectivamente. Resultados similares a estudos realizados por Brito *et al.* (2014) no lago Catalão foram observados. Os autores relataram um valor médio de pH igual a 6,23 e desvio padrão de $\pm 0,5$. Vale ressaltar que o lago Catalão é um ambiente aquático que sofre a influência tanto do rio Negro (águas pretas), quanto do rio Solimões (águas brancas).

De modo geral, os valores encontrados estão dentro dos padrões para a região e não foram encontrados valores atípicos de pH durante os períodos de amostragem.

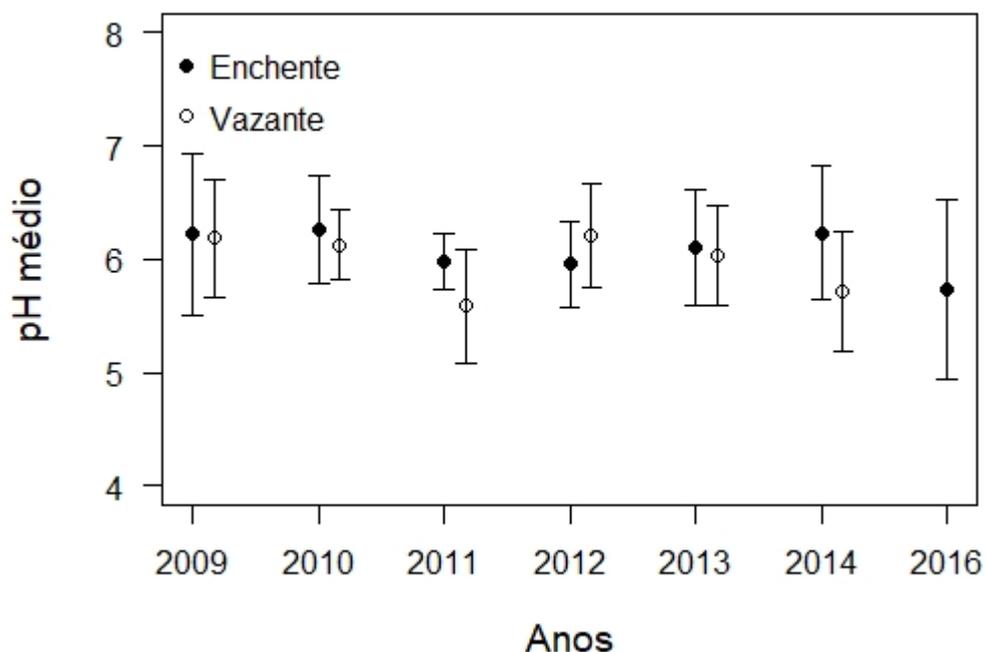


Figura 13. pH médio considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.5. Alcalinidade

Os valores médios de alcalinidade variaram de 6,40 (\pm 5,44) em 2011 a 17,22 (\pm 15,84) em 2012 (Figura 14). Pode-se notar que o maior desvio padrão foi de 15.84 em 2012, ano em que ocorreu a grande cheia, o que pode caracterizar principalmente um maior aporte de carbonatos provenientes dos Andes para o rio Amazonas. De acordo com Richey *et al* (1990), os bicarbonatos são responsáveis pela alcalinidade dos rios da bacia amazônica e correspondem cerca de 60 a 90% do carbono inorgânico dissolvido (CID) na bacia.

Existe uma inter-relação entre alcalinidade, o pH e o gás carbônico na água, uma vez que o pH irá controlar a formação dos carbonatos, bicarbonatos e CO₂ na água. De acordo Von Sperling (2005) para valores de pH entre 4,4 e 8,3 a alcalinidade é devida a presença de bicarbonatos. Os valores de pH encontrados no lago de Serpa se situam nessa faixa o que indica a presença dos bicarbonatos como controladores da sua alcalinidade.

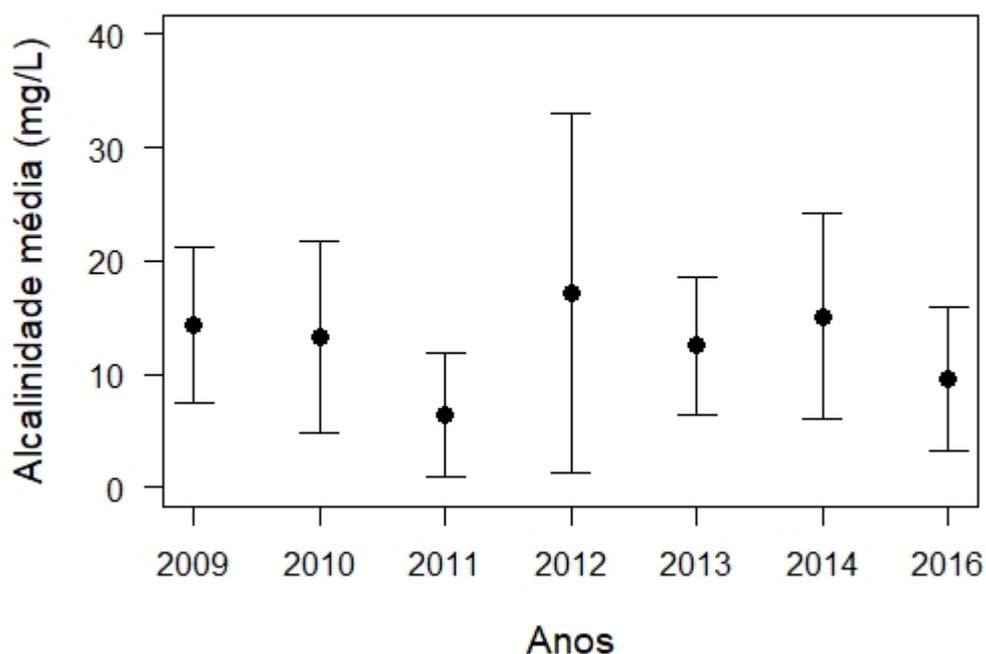


Figura 14. Valores médios anuais de alcalinidade no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

Os valores médios de alcalinidade considerando o efeito sazonal variaram de 4,22 mg/L ($\pm 4,12$) em 2011 a 50,02 mg/L ($\pm 27,61$) em 2012, para o período de vazante (Figura 15). O maior desvio padrão ocorreu devido em 2012 ter havido apenas 2 coletas para o período de vazante com valores de alcalinidade de 69,54 mg/L e 30,5 mg/L respectivamente. Já no período de enchente a alcalinidade variou de 9,56 mg/L ($\pm 6,37$) em 2016 a 17,01 mg/L ($\pm 11,52$) em 2011.

Em estudos no lago Catalão, Brito *et al.* (2014) relataram valores médios de alcalinidade variando entre 17,01mg/L a 9.56 mg/L. O valor médio da alcalinidade para o ano de 2012 no período de vazante foi de 50,02 mg/L, um valor bem elevado quando comparado a outros anos da série analisada. Horbe *et al.* (2005) em estudos na bacia do Puraquequara encontraram maiores valores de alcalinidade durante o período de estiagem.

Pode-se observar que quando o efeito da sazonalidade é desprezado ou quando o mesmo foi considerado, os maiores valores de alcalinidade foram observados no ano de 2012. De modo geral as concentrações se encontram dentro dos padrões de alcalinidade para as águas da bacia amazônica. A alcalinidade não representa riscos sanitários aos usuários, embora valores elevados podem conferir sabor amargo a água, o que não é o caso das águas do lago de Serpa.

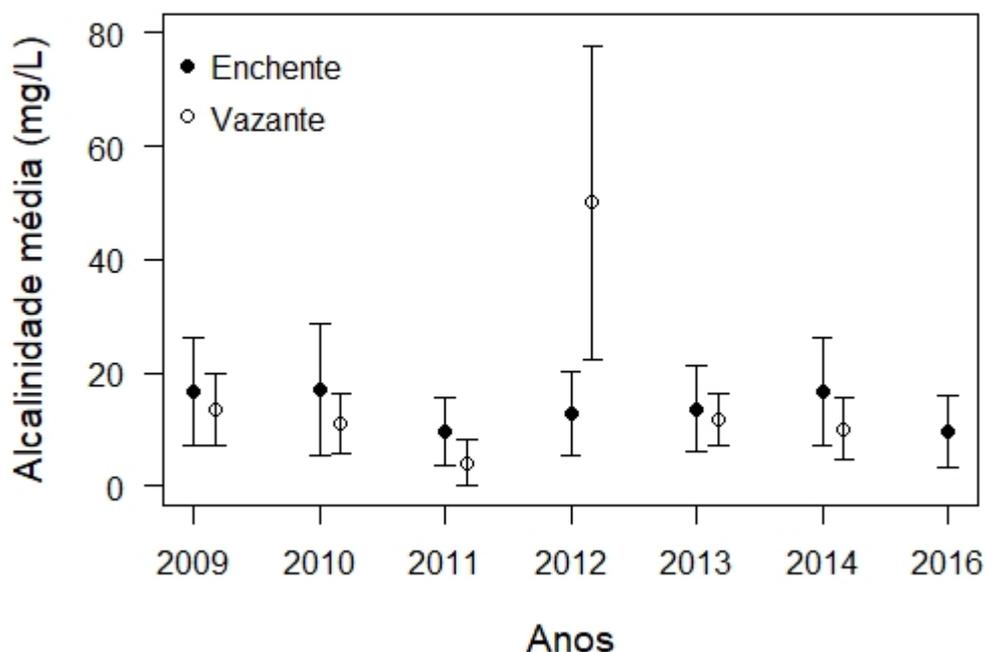


Figura. 15. Alcalinidade média considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.6. Oxigênio Dissolvido (OD)

Em relação ao oxigênio dissolvido (OD) pode-se observar que o maior valor médio ocorreu no ano de 2011 com 4,28 mg/L ($\pm 1,4$) enquanto que no ano de 2016 a menor média foi observada com 3,27 mg/L ($\pm 1,82$) (Figura 16). Silva *et al.* (2013) encontraram um valor médio de 5,73 mg/L para o rio Amazonas em Itacoatiara e de 5,16 mg/L para o rio Urubu.

De modo geral baixas concentrações de oxigênio dissolvido na bacia amazônica estão relacionadas a elevadas temperaturas como foi constatado por Sánchez-Botero *et al.* (2001) em estudos em lagos na Amazônia Central.

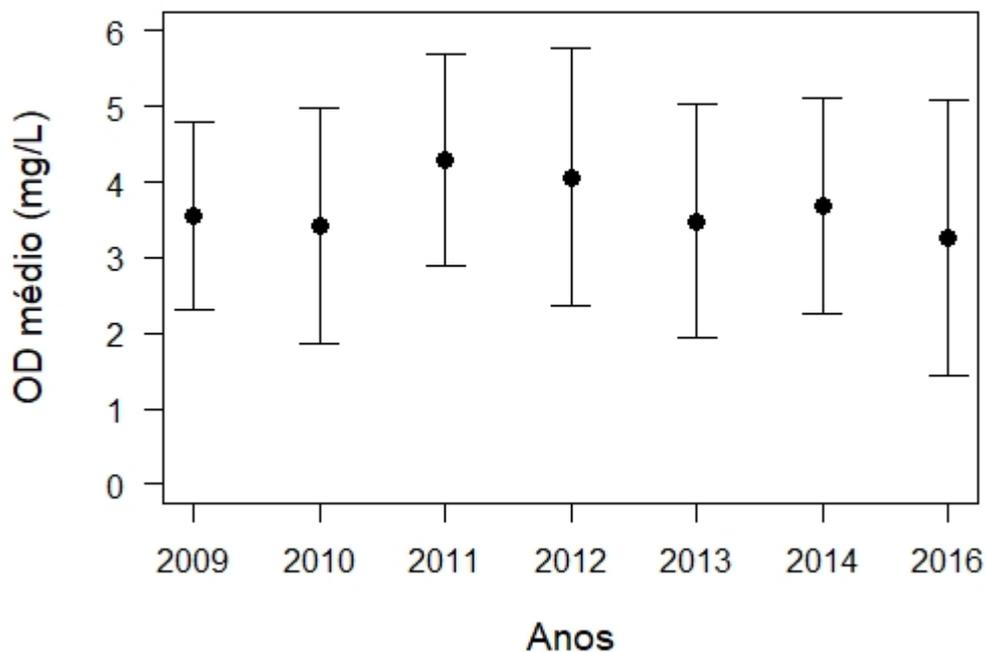


Figura 16. Valores médios anuais de oxigênio dissolvido no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

Analisando o efeito da sazonalidade na concentração do oxigênio dissolvido no lago de Serpa pode-se observar que houve uma amplitude distinta entre os anos e as estações (Figura 17).

Os períodos de vazante apresentaram maiores concentrações em relação aos períodos de enchente. Tal comportamento foi relatado por Silva (2012) que encontrou maiores valores de oxigênio dissolvido no período seco para os rios Solimões e rio Preto da Eva. Para Martinelli *et al.* (2002) em rios onde a carga de esgotos recebida é baixa, as concentrações de oxigênio dissolvido são maiores nos períodos de estiagem uma vez que o aporte de sedimentos é menor o que implica em maior entrada de luz e produtividade primária nesses ambientes aquáticos.

De maneira geral, as concentrações de oxigênio dissolvido para o lago de Serpa refletem o comportamento desse elemento nos ambientes aquáticos amazônicos e segundo Silva *et al.* (2013) baixas concentrações desse

parâmetro não podem ser utilizadas como indicativo de degradação da qualidade da água por influência antrópica.

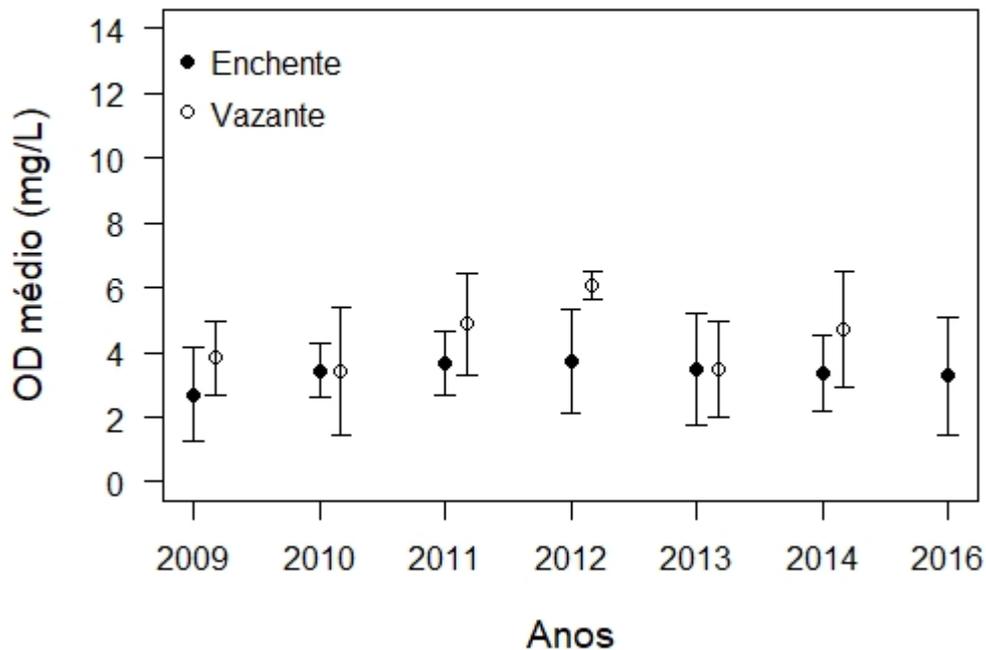


Figura 17. Oxigênio dissolvido médio considerando o efeito sazonal.

Fonte: pereira (2018)

6.2.7. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio é um teste utilizado para avaliação da poluição orgânica nos corpos d'água, e os valores de DBO encontrados para o lago de Serpa foram baixos, o que indica que esse corpo hídrico não apresenta um elevado grau de antropização no seu entorno. Silva (2012) reportou baixos valores de DBO para os rios Solimões, Preto da Eva e Negro, ambientes também com pouca influência antrópica.

Nos valores médios entre os anos a amplitude foi distinta entre os mesmos, com destaque para o ano de 2012 com DBO média de 2,49 mg/L e

desvio padrão de $\pm 1,64$ (Figura 18). Isso se deve ao fato de que nesse ano, provavelmente ocorreu uma maior entrada de matéria orgânica no corpo hídrico. Para o ano de 2009 das 18 coletas realizadas houve registros de DBO para apenas 3 coletas.

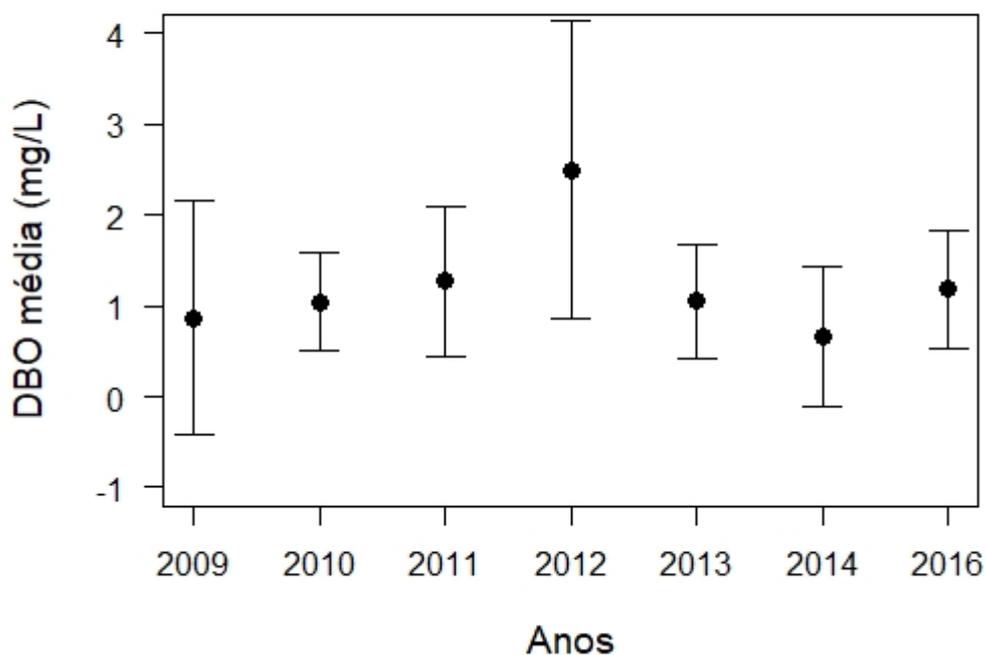


Figura 18. Valores médios anuais de DBO no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

Nos períodos de enchente e vazante a DBO apresentou amplitudes distintas entre os anos e estações. Para o ano de 2009, não houve registros de DBO para o período de vazante, assim como no ano de 2016. Com exceção do ano de 2011 os valores médios de DBO foram superiores nos períodos de enchente. A DBO variou de 0,69 mg/L ($\pm 0,85$) a 2,65 mg/L ($\pm 1,76$) no período de enchente (Figura 19). Enquanto que na vazante a variação foi de 0,58 mg/L ($\pm 0,5$) a 1,70 mg/L ($\pm 0,42$).

No ano de 2012 foi observado o maior valor de DBO com 2,65 mg/L ($\pm 1,76$) no período de enchente. Isso indica um maior aporte de matéria orgânica nos períodos de subida do nível da água. Tanto nos períodos de

vazante e enchente pode-se notar que os valores de DBO são característicos de um ambiente que ainda preserva as suas características naturais. Kimura (2014), em estudos realizados na lagoa da Francesa em Parintins (AM) encontrou em um ponto da mesma com baixa influência antrópica, os valores de DBO igual a 1,81 mg/L e 1,09 mg/L nos períodos de enchente e vazante, respectivamente.

Segundo Silva *et al.* (2013), em ambientes aquáticos como os encontrados na região amazônica, excetuando-se aqueles localizados nos grandes centros urbanos, parte do oxigênio é consumido para estabilização da matéria orgânica proveniente da floresta que compõe as bacias de drenagem.

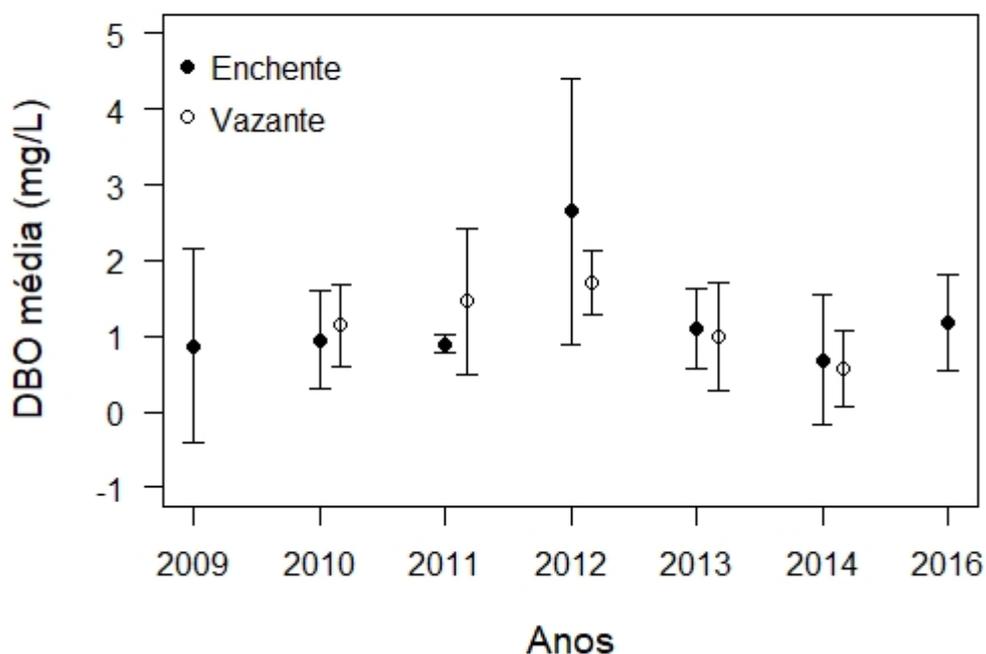


Figura 19. DBO média considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

De modo geral os valores DBO encontrados permitem avaliar o estado da qualidade da água do lago de Serpa como bom, uma vez que os mesmos estão dentro dos limites aceitáveis. Em todo o caso, não se deve descartar o

início do processo de ocupação irregular no entorno do lago de Serpa e o efeito do mesmo na DBO do lago.

6.2.8. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os valores médios de DQO encontrados variaram de 33,51 mg/L ($\pm 14,5$) em 2012 com 14,59 mg/L ($\pm 14,20$) em 2009 (Figura 20). Em 2009 houve uma grande variação dos valores de DQO. Pode-se observar distintas amplitudes entre os anos.

Os valores médios de DQO foram maiores na enchente (Figura 21), resultados semelhantes aos encontrados por Silva (2012) que reportou valores médios de DQO de 50,10 mg/L e 37,97 mg/L para o rio Negro, nos períodos de cheia e seca respectivamente. Em rios de águas brancas a mesma autora relatou a DQO para o rio Solimões no período de cheia com um valor de 23,49 mg/L.

Vale ressaltar, que a resolução CONAMA nº 357/05 não estabelece um valor padrão para as diferentes classes. Mas esse parâmetro é de fundamental importância principalmente quando analisado conjuntamente com os valores de DBO. A relação DBO/DQO indica a fração biodegradável de determinada água.

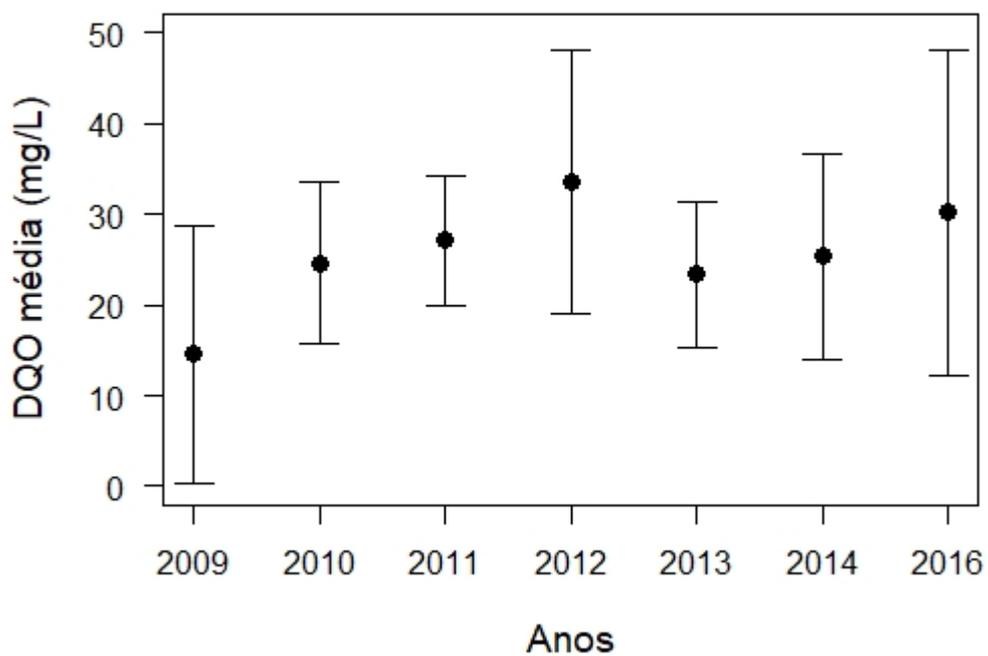


Figura 20. Valores médios anuais de DQO no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

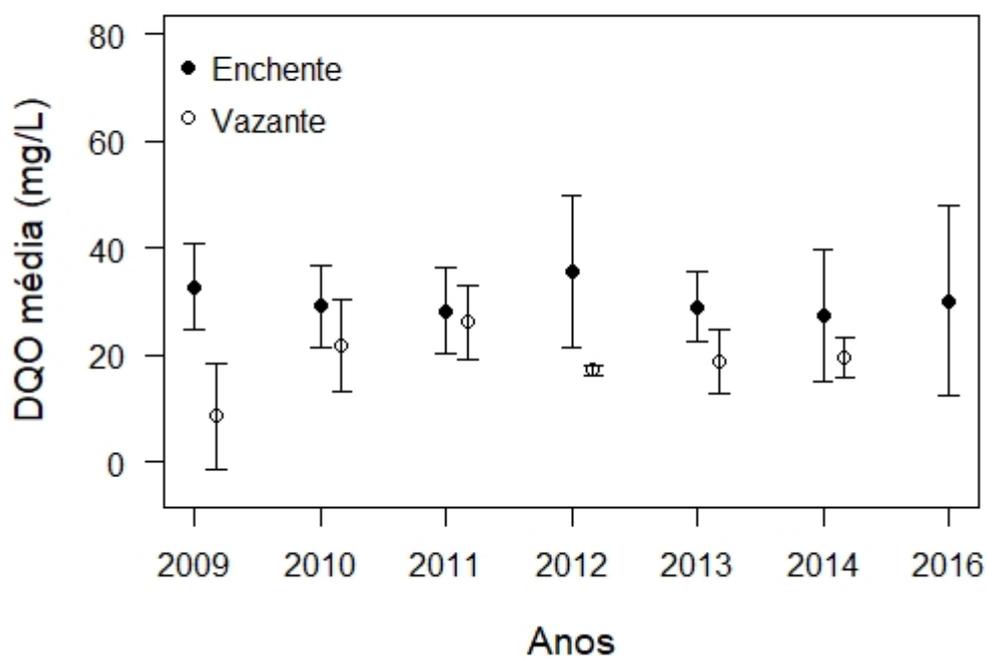


Figura 21. DQO média considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.9. Dureza

Os valores médios de dureza para o lago de Serpa variaram de 12,61 mg/L ($\pm 11,8$) a 2,82 mg/L ($\pm 6,08$) o que indica uma grande variação nos dados observados (Figura 22). As amplitudes ao longo dos anos foram bem distintas entre si. A dureza é devido a presença de íons metálicos, principalmente cálcio (Ca^{++}) e magnésio (Mg^{++}) (Richter e Netto, 1991). As águas do lago de Serpa podem ser classificadas como moles pois apresentam dureza inferior a 50 mg/L em CaCO_3 .

Analisando a dureza durante os períodos de vazante e enchente observa-se, que a dureza média foi maior durante o período de enchente para os anos observados, exceto no ano de 2010. As amplitudes foram distintas entre os períodos e no ano de 2012, não houve variações para o período de enchente analisado (figura 23).

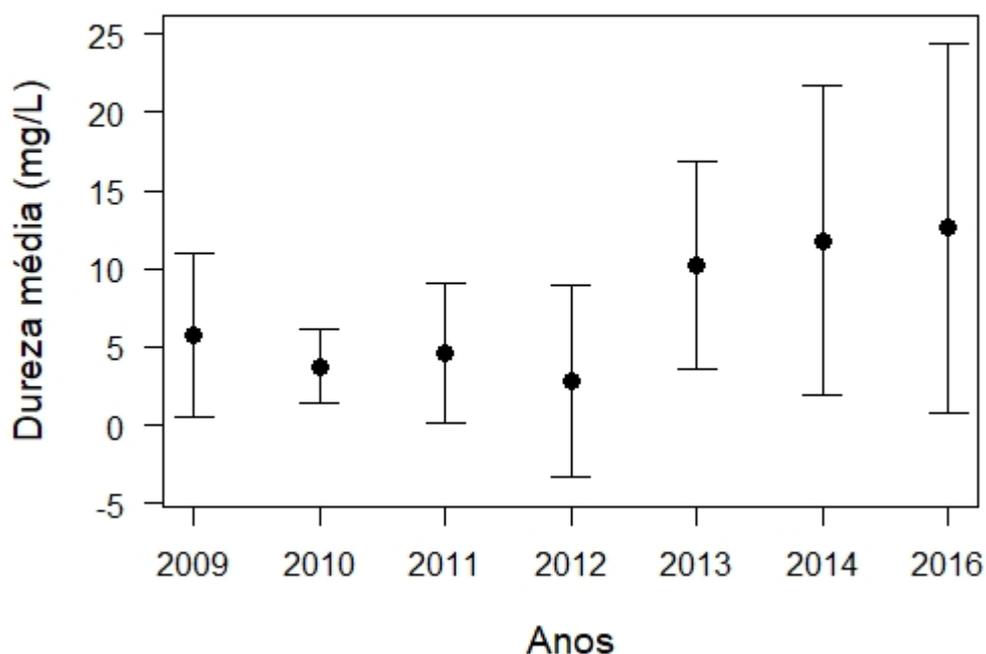


Figura 22. Valores médios anuais da dureza no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

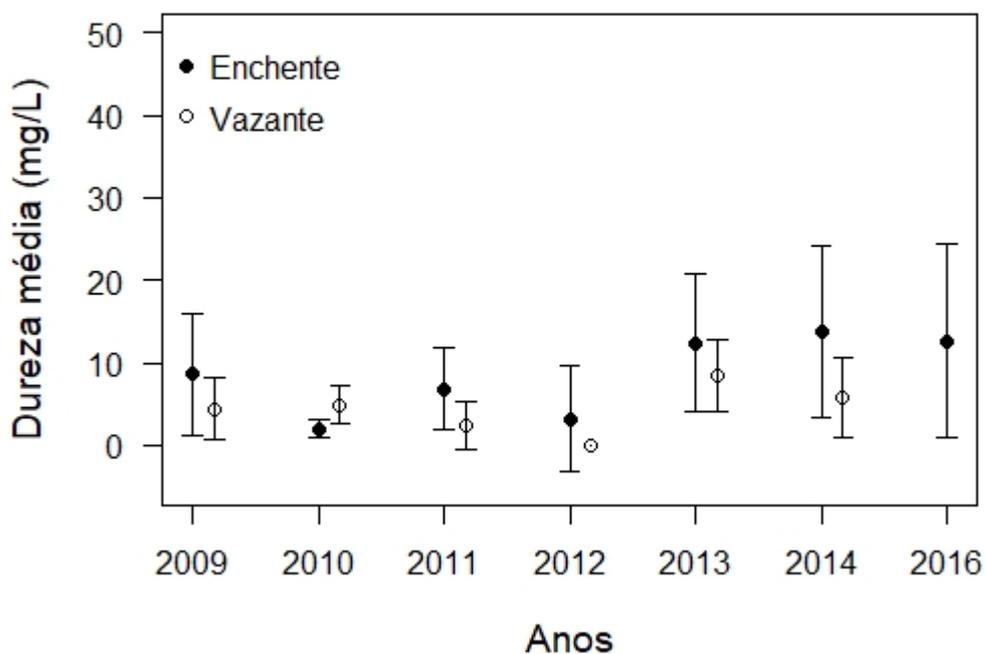


Figura 23. Dureza média considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.10. Ferro Total

Os valores do ferro total variaram entre 1,51 mg/L ($\pm 1,04$) em 2016 a 0,69 mg/L ($\pm 0,24$) em 2011 (Figura 24). Silva (2013), relatou concentrações de ferro total no rio Urubu nos períodos de estiagem e chuvoso de 0,33 mg/L e 0,48 mg/L, respectivamente. No lago de Serpa as concentrações de ferro total, com exceção do ano de 2009, foram maiores nos períodos de enchente (Figura 25). Tal comportamento é apontado por Gama (2009) devido ao fato que na estação chuvosa o carreamento de solos e os processos erosivos nas bacias provocam um aumento no nível do ferro.

A resolução CONAMA nº 357/05 não estabelece padrão para o ferro total na água. Com relação a esse elemento, o padrão estabelecido pela resolução é apenas referente ao ferro dissolvido na água.

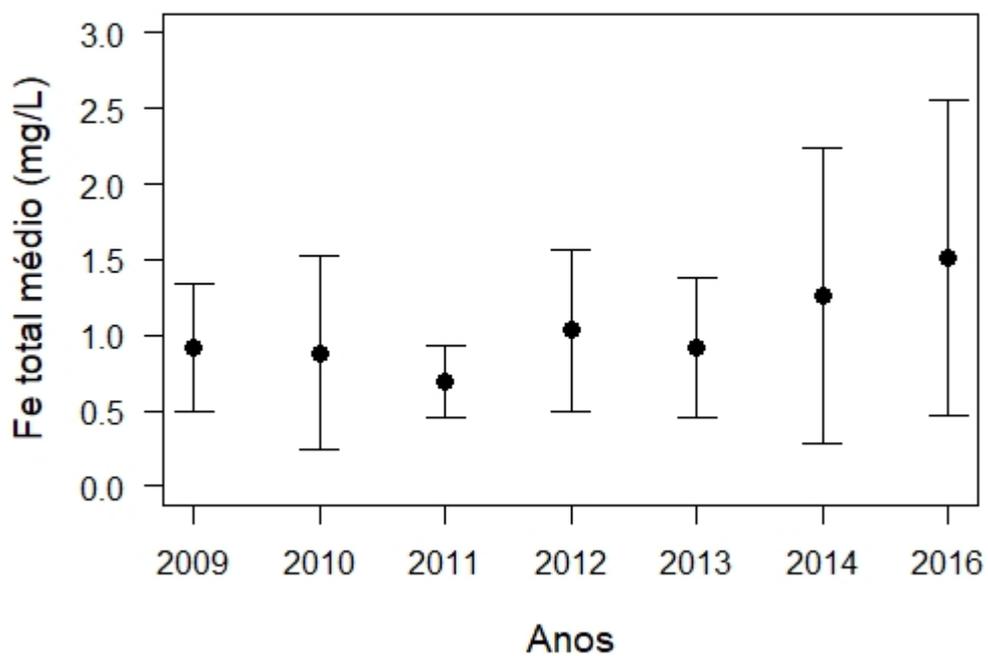


Figura 24. Valores médios anuais do ferro total no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

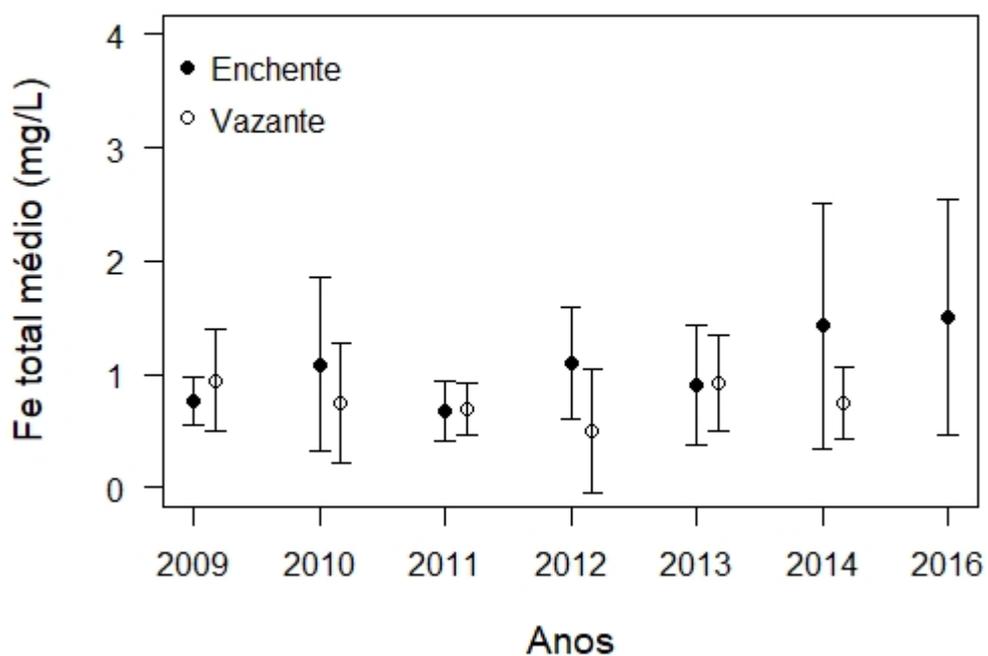


Figura 25. Ferro total médio considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.11. Ferro Dissolvido

Em relação o ferro dissolvido os valores variaram de 0,13 mg/L ($\pm 0,13$) em 2009 a 0,65 mg/L ($\pm 0,59$) em 2012 (Figura 26). Nesses anos houve uma grande variação nas concentrações observadas. Nos períodos de enchente e vazante houve variações para os valores observados nos anos de 2009, 2011 e 2012 (Figura 27). A maior concentração no período da enchente de 2012 se deve provavelmente a um maior intemperismo na bacia de drenagem, uma vez que esse ano foi caracterizado pela cheia histórica.

As médias encontradas para o ferro dissolvido são semelhantes a valores reportados por Silva (2013) para o rio Amazonas nos períodos de estiagem e chuvoso com concentrações médias de 0,29 mg/L e 0,38 mg/L respectivamente. Já para o rio Urubu a mesma autora encontrou valores de 0,33 mg/L e 0,10 mg/L para os períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente.

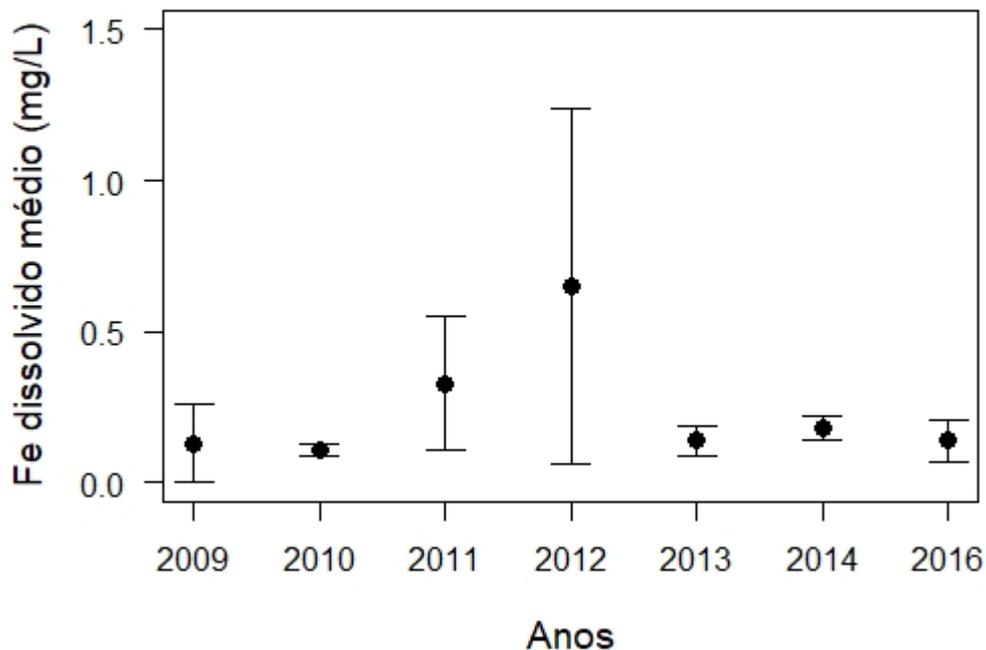


Figura 26. Valores médios anuais do ferro dissolvido no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

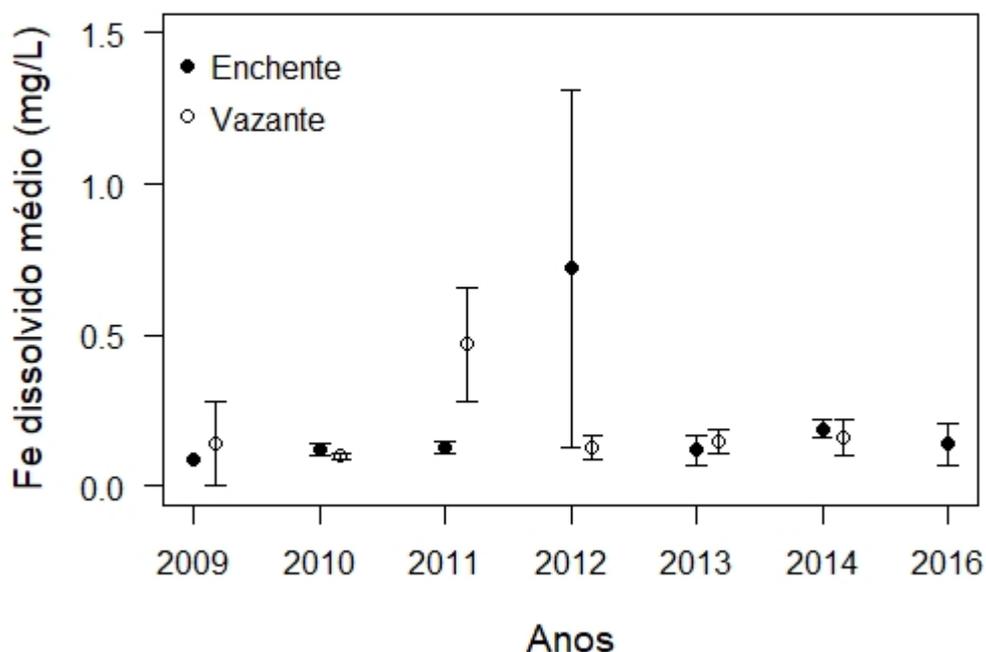


Figura 27. Ferro dissolvido médio considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.12. Silicatos

Em relação aos silicatos os valores médios variaram de 3,22 mg/L ($\pm 0,88$) em 2013 a 2,37 mg/L ($\pm 0,62$) em 2016 (Figura 28). Nos períodos de enchente o silicato variou de 3,43 mg/L ($\pm 0,89$) em 2013 a 2,27 mg/L ($\pm 1,25$) em 2011. Para a vazante a variação foi de 3,05 mg/L ($\pm 0,86$) em 2013 a 2,07 mg/L ($\pm 0,86$) em 2012 (Figura 29). As maiores diferenças entre as médias para os períodos de vazante e enchente, foram observadas para os anos de 2010 e 2014. Os valores médios de silicatos encontrados por Silva (2013) para o rio Amazonas em Itacoatiara foram de 5,28 mg/L e 4,23 mg/L nos períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente.

As concentrações de silicato para o rio Urubu foram relatadas por Silva (2013) como sendo 0,51 mg/L na estação de estiagem e 3,29 mg/L na estação

chuvosa. Horbe e Oliveira (2008) destacam a sílica como um dos constituintes mais abundantes na fase dissolvida, especialmente nas drenagens mais ao norte pertencentes a bacia do rio Urubu.

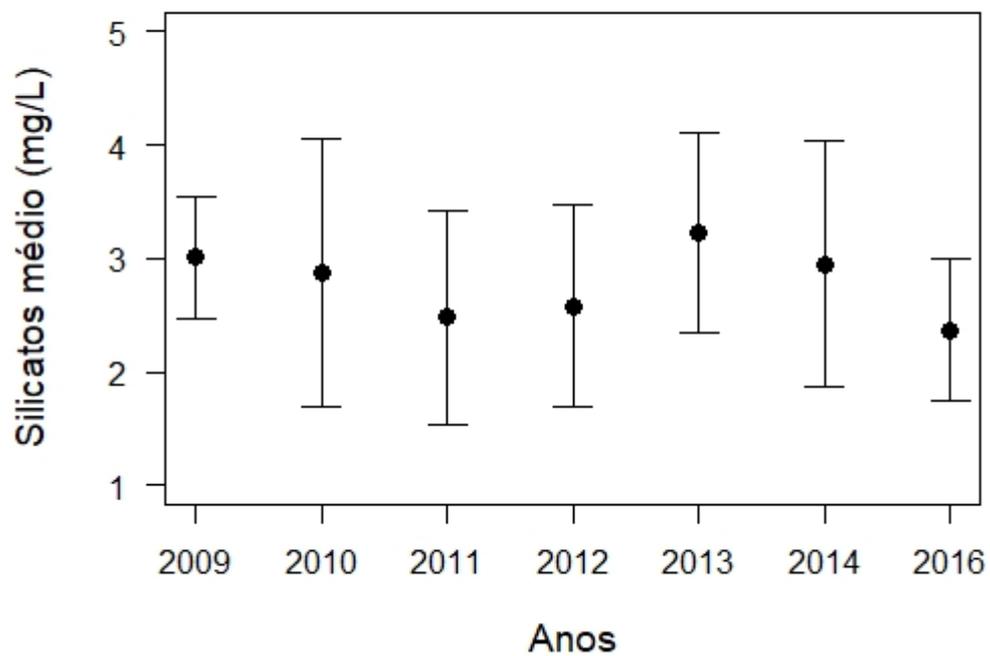


Figura 28. Valores médios anuais de silicatos no lago de Serpa

Fonte: Pereira (2018).

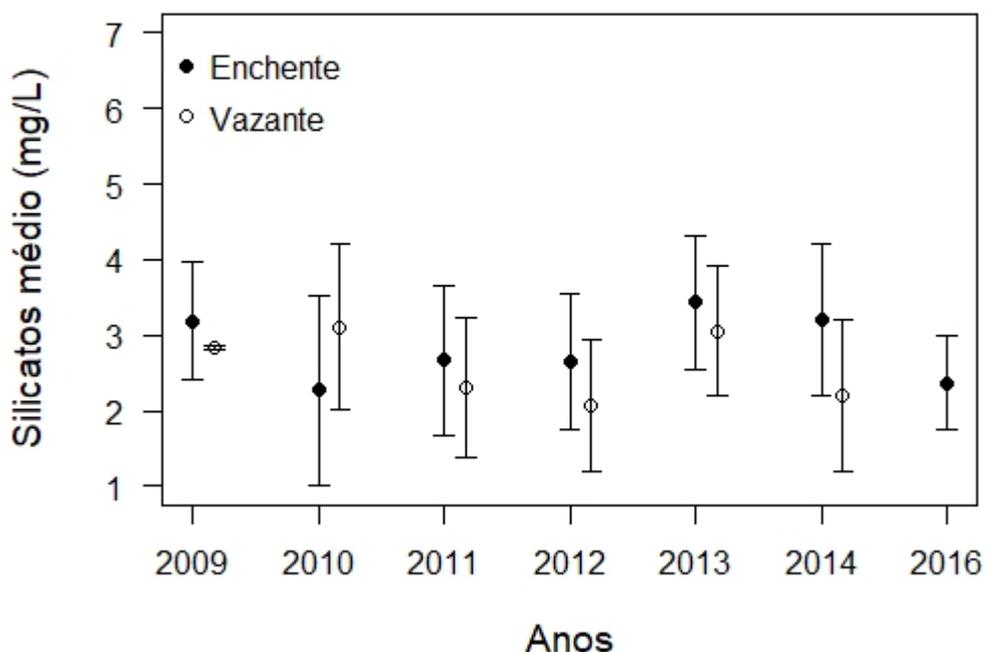


Figura 29. Silicatos médio considerando o efeito sazonal

Fonte: Pereira (2018).

6.2.13. Cálcio

As concentrações de cálcio no lago de Serpa variaram de 3,24 mg/L ($\pm 2,87$) em 2014 a 0,67 mg/L ($\pm 0,37$) em 2010. Os anos de 2013, 2014 e 2016 apresentaram amplitudes distintas dos demais (Figura 30). Nos períodos de enchente e vazante as concentrações de cálcio no lago foram superiores na enchente (Figura 31). Houve uma variação de 3,79 mg/L ($\pm 3,07$) a 0,31 mg/L ($\pm 0,31$) na enchente e de 2,16 mg/L ($\pm 1,29$) a 0,02 mg/L ($\pm 0,00$) na vazante.

Dentre os cátions, o cálcio juntamente com o sódio foram os que apresentaram as maiores concentrações, assim como em estudo de Souto *et al.* (2015). Os autores encontraram no rio Solimões/Amazonas em Novo Remanso uma concentração média de cálcio de 3,34 mg/L para o período de enchente e 9,54 mg/L no período de vazante. Enquanto que, Silva (2013) reportou a concentração média para o rio Solimões/Amazonas em Itacoatiara

os valores de 8,62 mg/L e 8,81 mg/L nos períodos chuvoso e de estiagem, respectivamente

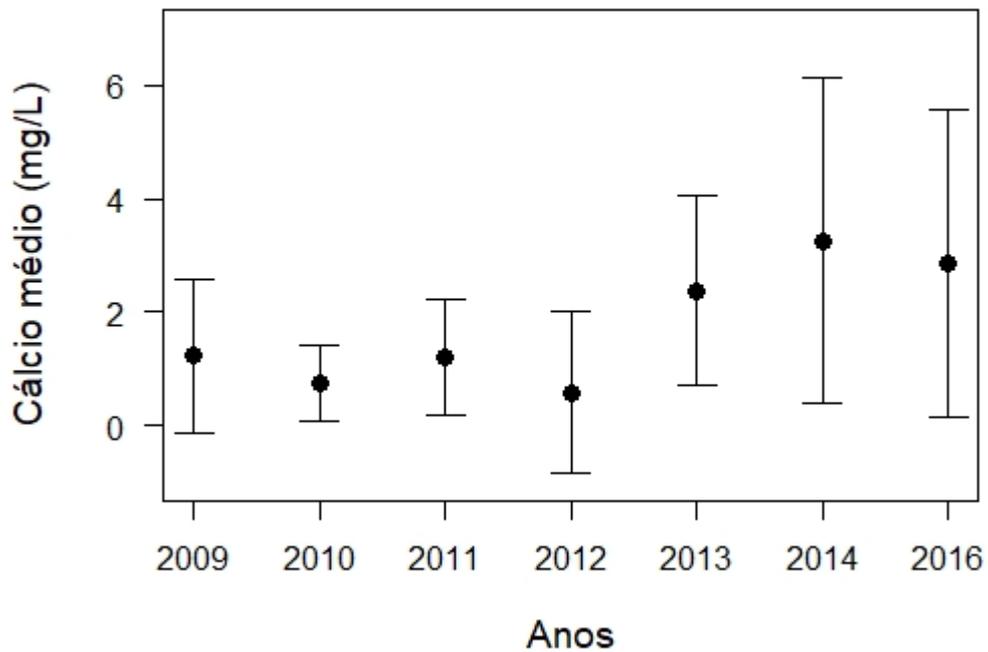


Figura. 30. Valores médios anuais de cálcio no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

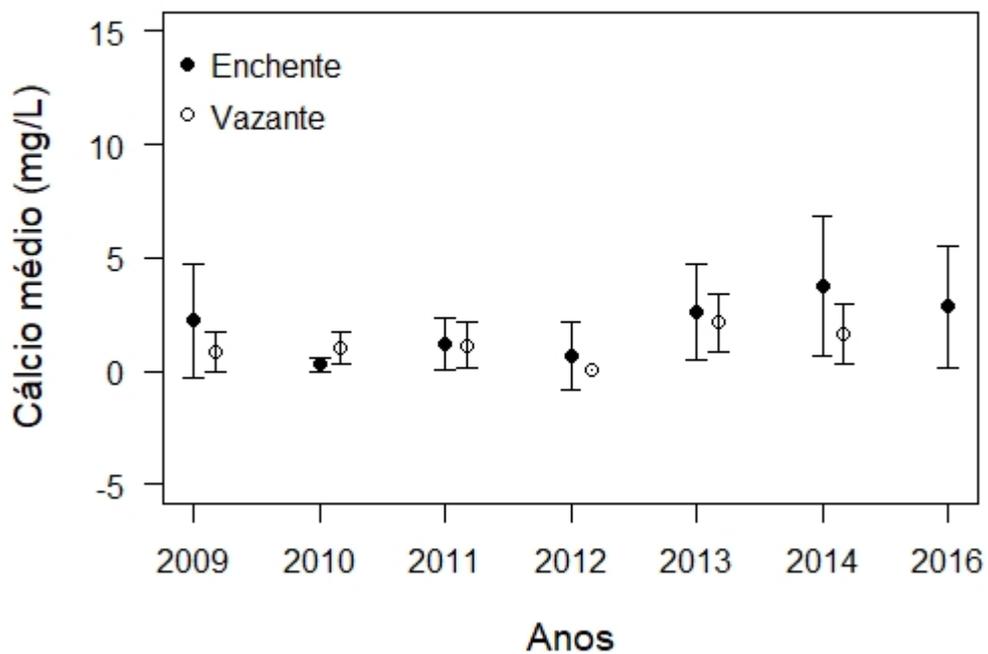


Figura 31. Cálcio médio considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

Em estudos no lago Catalão, Brito *et al.* (2014) encontraram valores de 1,4 mg/L e 4,7 mg/L para os períodos de enchente e vazante, respectivamente. Já as concentrações médias encontradas por Silva (2013) para o rio Urubu foram de 2,32 mg/L no período chuvoso e de 0,31 mg/L no período de estiagem. As baixas concentrações de elementos alcalinos e alcalinos terrosos nas águas pretas refletem a sua pobreza geoquímica (SIOLI, 1956).

6.2.14. Sódio

As concentrações de sódio variaram de 2,33 mg/L ($\pm 1,18$) em 2011 a 0,40 mg/L ($\pm 0,11$) em 2016. Houve uma distinção nas amplitudes entre os anos e o ano de 2012 apresentou uma maior variação nas concentrações observadas (Figura 32). Quando observa-se o efeito sazonal na concentração de sódio no lago de Serpa, as concentrações no período de enchente variaram de 2,23 mg/L ($\pm 0,84$) a 0,40 mg/L ($\pm 0,11$). Para o período da vazante a variação foi de 2,60 mg/L ($\pm 1,4$) a 1,40 mg/L ($\pm 0,98$) (Figura 33). Esses valores estão semelhantes aos trabalhos publicados por Souto *et al.* (2015); Brito *et al.* (2014); Silva (2013); Horbe e Oliveira (2008) que reportaram concentrações médias de sódio, para corpos d'água na bacia amazônica, em diferentes épocas do ano para verificar a influência do nível das águas nas concentrações desse elemento.

Souto *et al.* (2015) encontraram a concentração média de sódio no rio Amazonas, em Novo Remanso, os valores de 1,98 mg/L na enchente e 3,17 mg/L na vazante. Ao passo que Silva (2013) relatou valores médios para o rio Amazonas em Itacoatiara, nos períodos chuvoso e de estiagem, de 3,38 mg/L a 4,13 mg/L, respectivamente. Para o rio Urubu a mesma autora encontrou valores de 2,41 mg/L no período chuvoso e de 0,44 mg/L na estiagem. Horbe e Oliveira (2008) encontrou uma concentração de sódio no rio Urubu, ao final do período de estiagem, de 0,47 mg/L.

Brito *et al.* (2014) em estudos no lago Catalão reportaram as concentrações de sódio de 1,0 mg/L e 4,0 mg/L para os períodos de enchente

e vazante, respectivamente. De modo geral as concentrações de sódio no lago de Serpa estão coerentes para o ambiente uma vez que o mesmo está sob influência de dois rios com características geoquímicas distintas e tende a apresentar uma concentração de sódio intermediária a dos rios de águas pretas e rios de águas brancas.

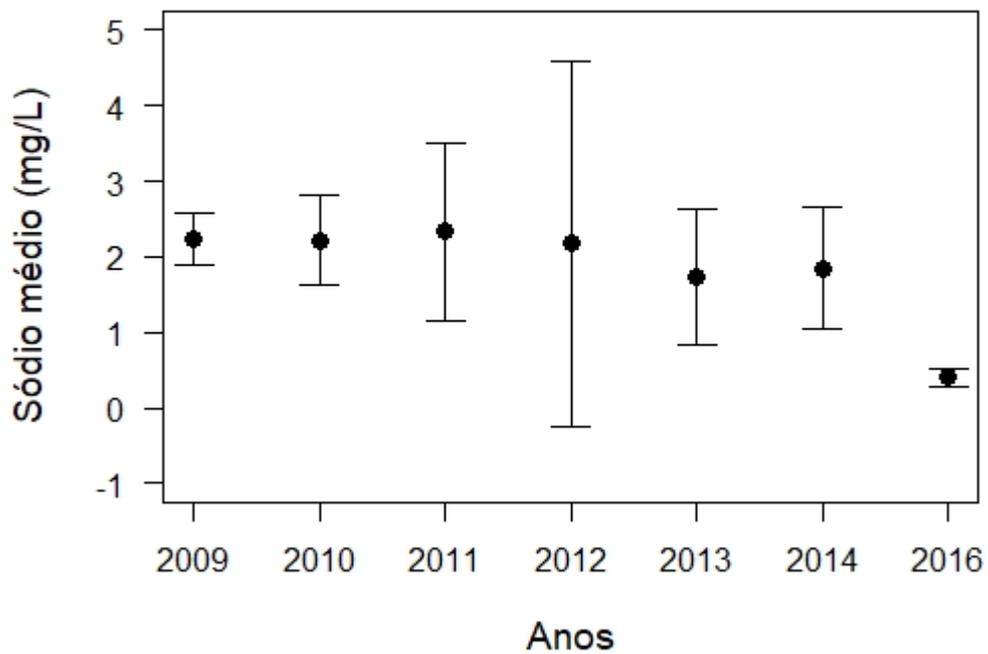


Figura 32. Valores médios anuais de sódio no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

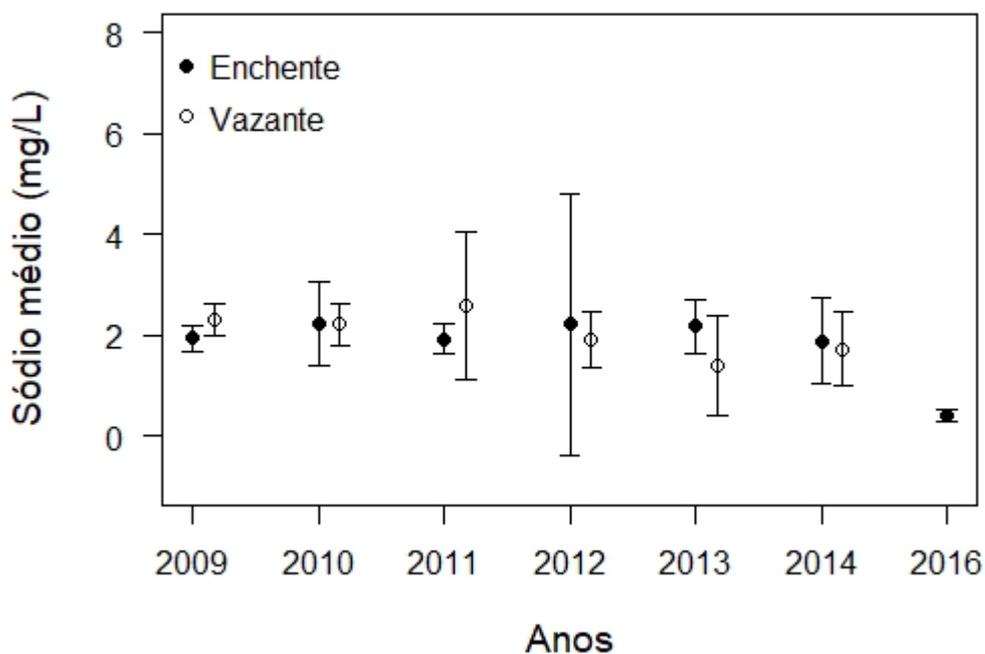


Figura 33. Sódio médio considerando o efeito da sazonalidade.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.15. Magnésio

Em relação ao magnésio as concentrações médias no lago de Serpa variaram de 0,29 mg/L ($\pm 0,62$) em 2012 a 0,80 mg/L ($\pm 0,62$) em 2013 (Figura 34). De modo geral as médias entre os anos foram próximas com exceção do ano de 2013.

Considerando o efeito sazonal as médias variaram de 1,12 mg/L ($\pm 0,74$) a 0,25 mg/L ($\pm 0,14$) no período da enchente e de 0,54 mg/L ($\pm 0,35$) a 0,02 mg/L ($\pm 0,00$) na vazante (Figura 35). Silva (2013) relatou concentração de 1,19 mg/L e 1,16 mg/L para os períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente, no rio Amazonas em Itacoatiara. Enquanto Souto *et al.* (2015) reportaram concentrações no rio Amazonas em Novo Remanso de 0,55 mg/L e 0,06 mg/L nos períodos de enchente e vazante respectivamente.

As concentrações de magnésio no rio Urubu em dois pontos ao final do período de estiagem ficaram abaixo do limite de detecção ($< 0,01$) e $0,06$ mg/L segundo estudos de Horbe e Oliveira (2008). As concentrações nesse mesmo rio de acordo com Silva (2013) foram de $0,38$ mg/L e $0,13$ mg/L para os períodos chuvoso e seco.

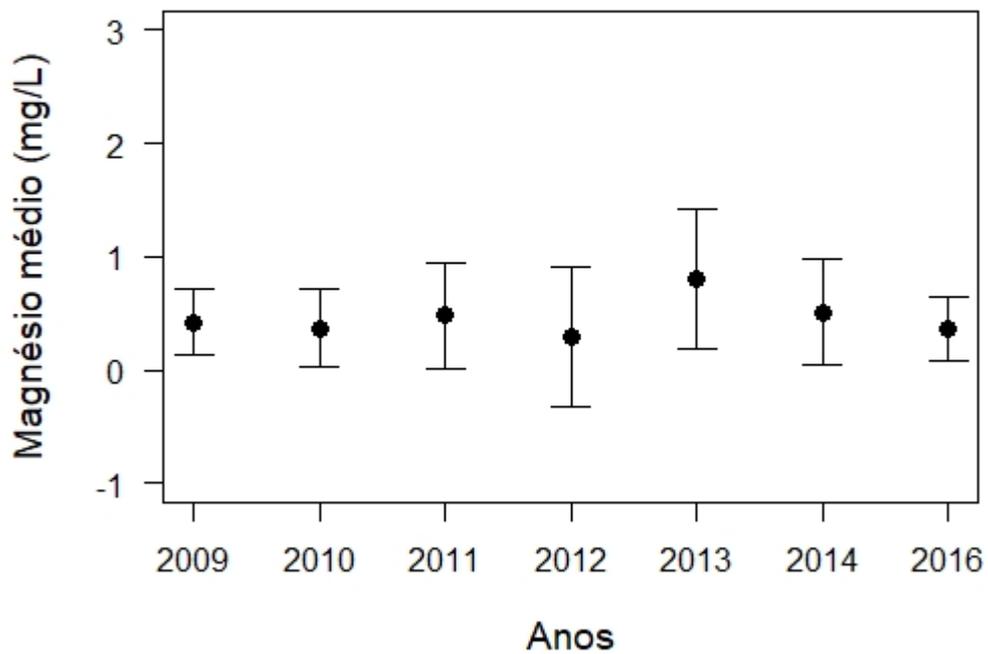


Figura 34. Valores médios de magnésio no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

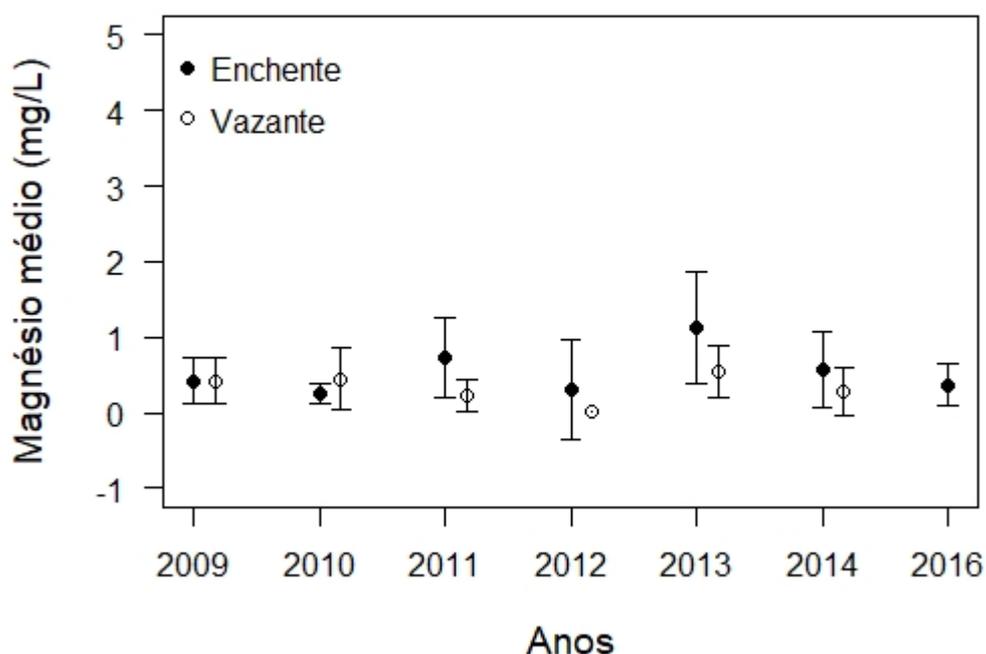


Figura 35. Magnésio médio considerando o efeito sazonal

Fonte: Pereira (2018).

6.2.16. Potássio

As concentrações médias de potássio variaram de 0,26 mg/L ($\pm 0,31$) em 2016 a 0,69 ($\pm 0,73$) em 2013. As maiores variações das concentrações observadas para um mesmo ano ocorreram em 2013 (Figura 36). Considerando o efeito sazonal na concentração de potássio observa-se que diferenças entre as concentrações nas estações ocorreram em 2013 e 2016. A concentração média de potássio variou de 0,96 mg/L ($\pm 0,79$) a 0,26 mg/L ($\pm 0,31$) na enchente, e de 0,49 mg/L ($\pm 0,14$) a 0,25 mg/L ($\pm 0,14$) na vazante (Figura 37).

Silva (2013) encontrou concentrações médias de potássio, para o rio Amazonas em Itacoatiara, de 0,91 mg/L e 0,92 mg/L para os períodos chuvoso e de estiagem, respectivamente. E os valores encontrados por Souto *et al.* (2015) para o rio Amazonas em Novo Remanso foram de 0,51 mg/L na

enchente e 1,21 mg/l no período de vazante. Em estudos de Brito *et al.* (2014) os autores relataram concentrações de potássio para o lago Catalão com valores de 0,7 mg/L e 1,1 mg/L nos períodos de enchente e vazante, respectivamente, resultados semelhantes aos encontrados para o lago de Serpa.

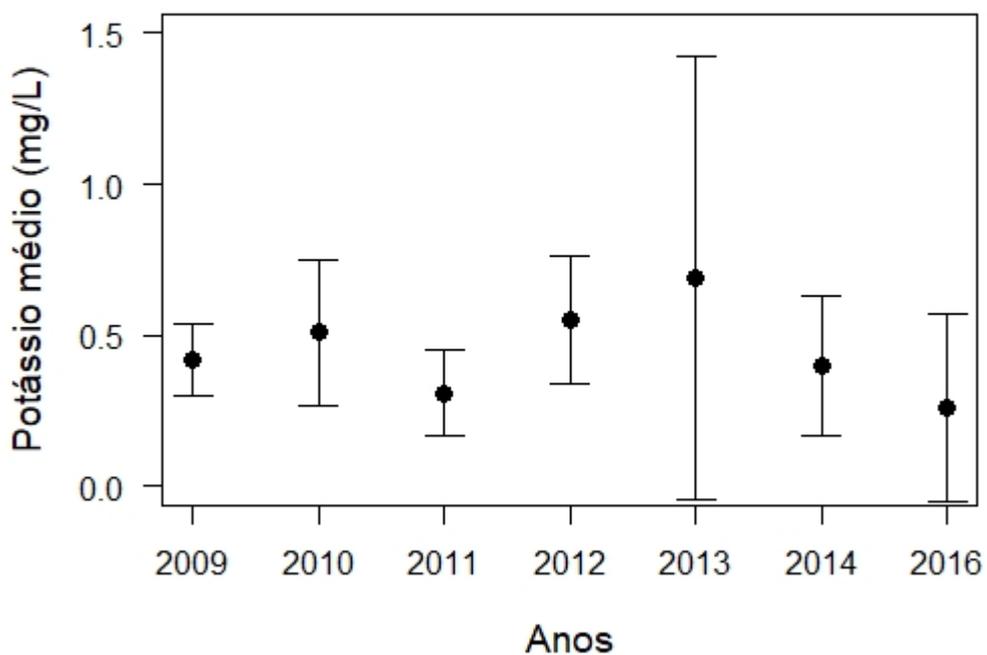


Figura 36. Valores médios anuais de potássio no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

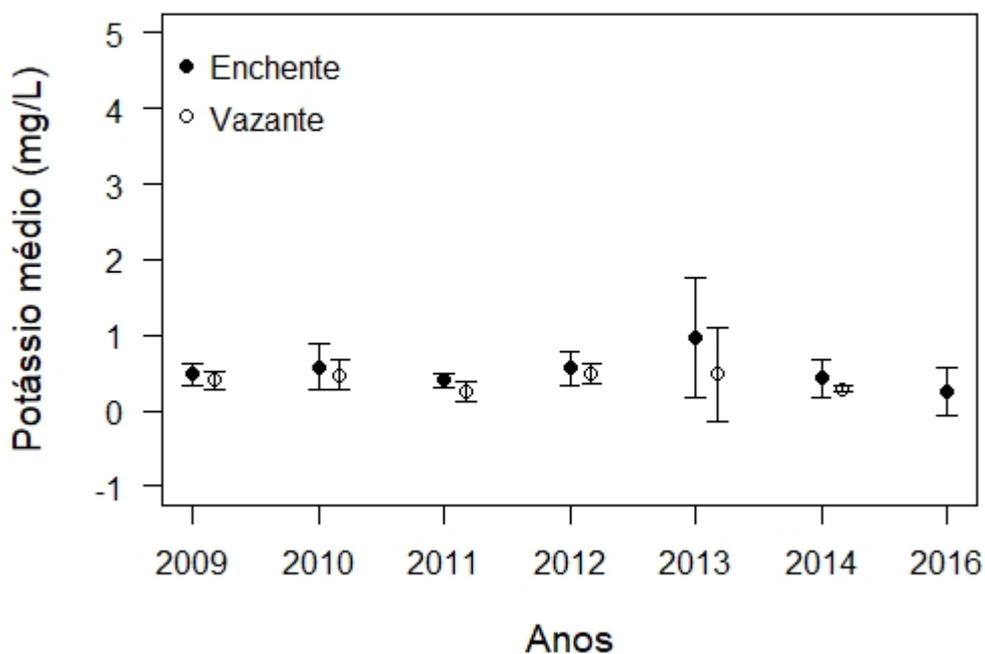


Figura 37. Potássio médio considerando o efeito da sazonalidade.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.17. Amônio

O amônio no lago de Serpa variou de 0,11 mg/L ($\pm 0,07$) em 2011 a 0,35 mg/L ($\pm 0,10$) em 2014 (Figura 38) esses valores estão em conformidade ao relatado por Silva *et al.*(2013) para o rio Urubu e Amazonas em Itacoatiara com valores médios de 0,30 mg/L e 0,16 mg/L, respectivamente.

Considerando o efeito da sazonalidade as concentrações médias de amônio apresentaram poucas diferenças entre os anos e estações. A variação foi de 0,003 mg/L a 0,27 mg/L na enchente e de 0,12 mg/L a 0,22 mg/L na vazante (Figura 39). Para o rio Amazonas em Itacoatiara Silva (2013) reportou concentrações de amônio de 0,13 mg/L e 0,19 mg/L nos períodos de estiagem e chuvoso. De modo geral as concentrações de amônio para o lago de Serpa estão dentro do padrão aceitável para os ambientes aquáticos amazônicos.

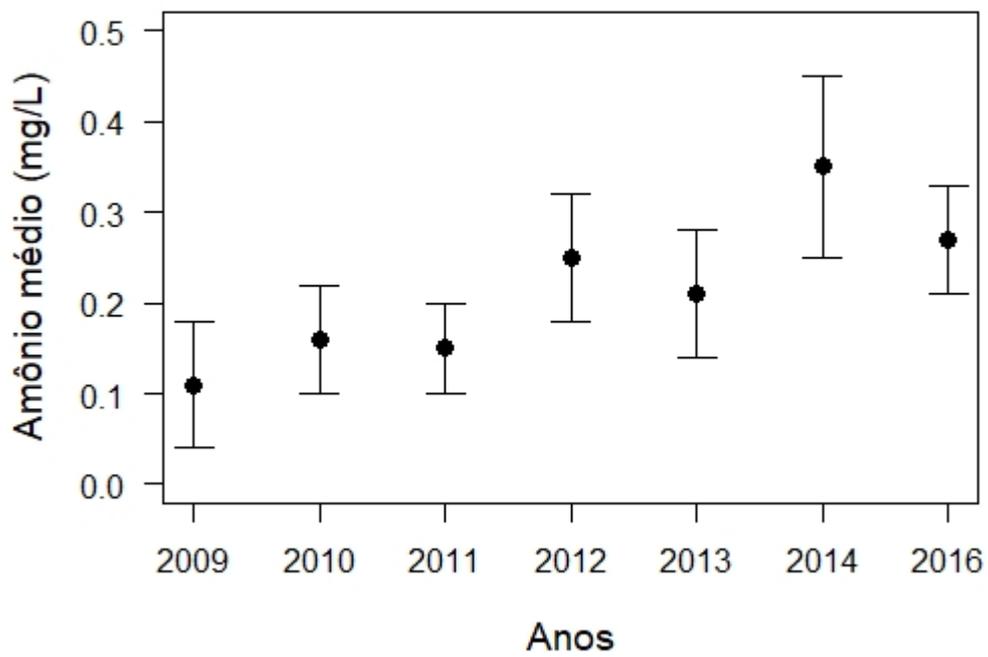


Figura 38. Valores médios anuais de amônio no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

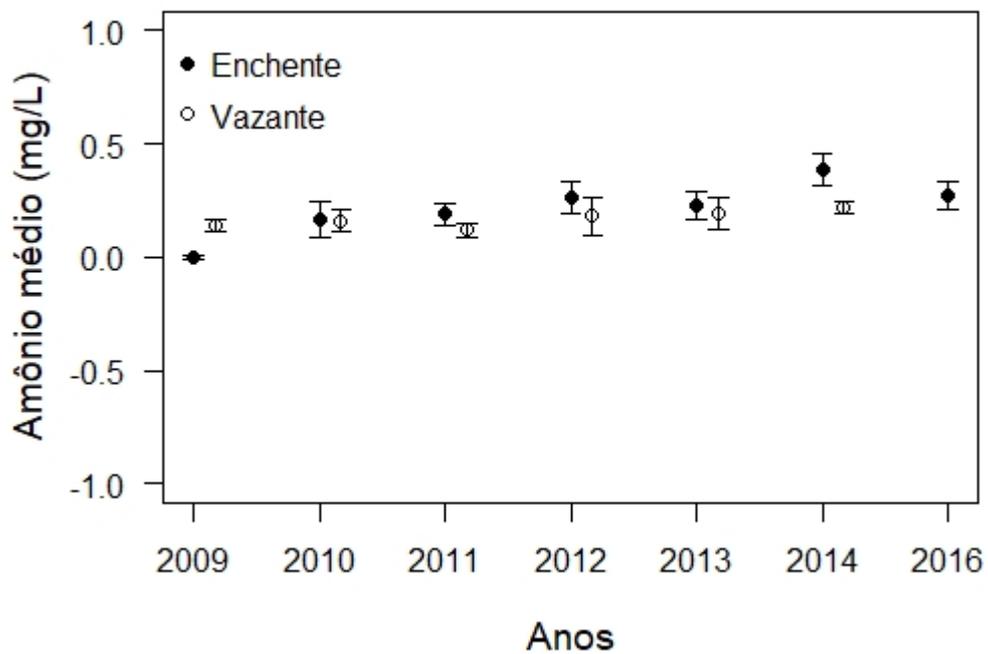


Figura 39. Amônio médio considerando o efeito da sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.18. Cloretos

Os cloretos no lago de Serpa variaram de 1,30 mg/L ($\pm 0,35$) em 2016 a 1,88 mg/L ($\pm 0,67$) em 2013 (Figura 40). As concentrações médias foram similares entre os anos. Avaliando o efeito sazonal as concentrações médias de cloretos foram similares entre os anos e as estações. A variação foi de 2,35 mg/L a 1,30 mg/L no período de enchente e de 2,01 mg/L a 1,36 mg/L (Figura 41)

Souto *et al.* (2015) reportaram concentrações médias de cloretos, para o rio Amazonas em Novo Remanso, de 0,57 mg/L a 2,33 mg/L para os períodos de enchente e vazante, respectivamente. Silva (2013) encontrou para o rio Amazonas Itacoatiara uma média de 2,33 mg/L e 2,90 mg/L para os períodos chuvoso e de estiagem, respectivamente. No rio Urubu, Horbe e Oliveira (2008) encontraram concentrações de cloretos de 2,06 mg/L a 1,82 mg/L no final do período de estiagem. Silva (2013) relatou concentrações, nesse mesmo rio, de 2,72 mg/L no período chuvoso e de 0,69 mg/L na estiagem.

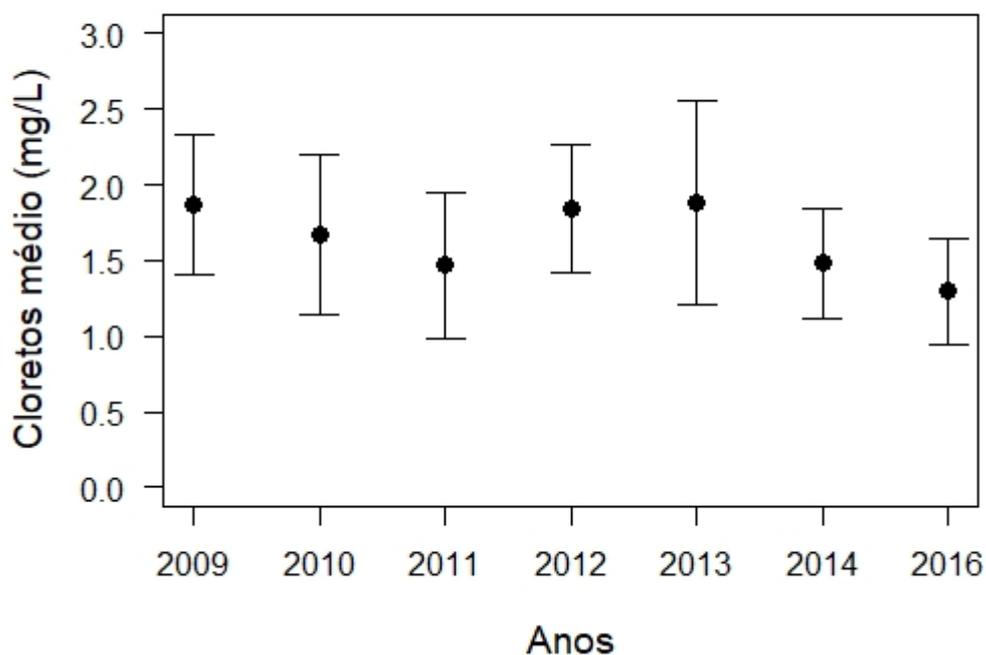


Figura 40. Valores médio anuais de cloretos no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

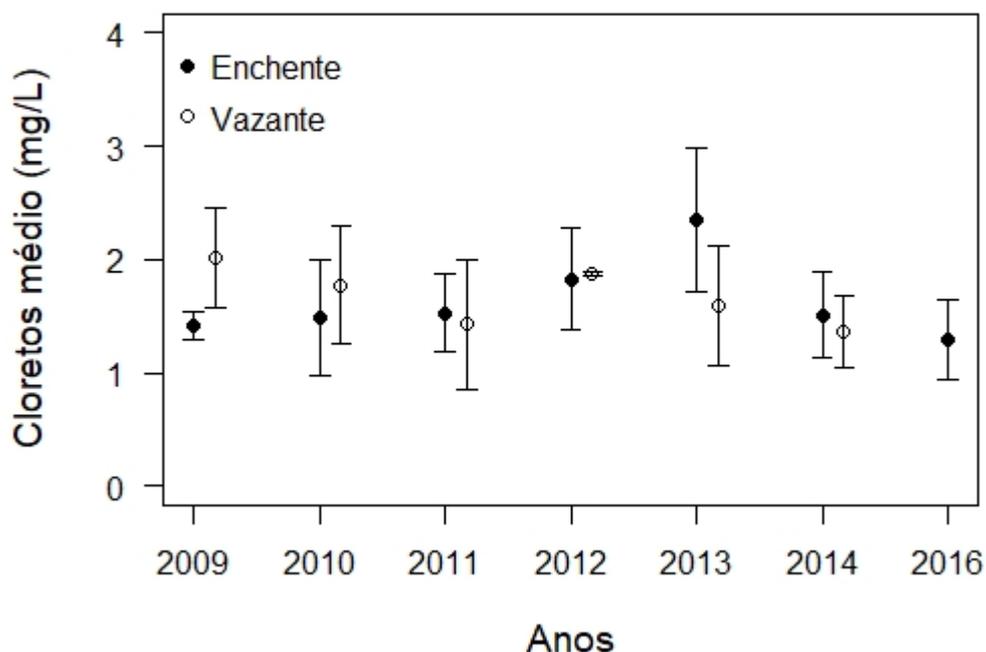


Figura 41. Cloretos médio considerano o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.2.19. Coliformes totais

Em relação aos coliformes totais o valor médio variou de $2,1643 \times 10^4$ ($\pm 3,5968 \times 10^4$) NMP/100 mL a $0,2186 \times 10^4$ NMP/100 mL ($\pm 0,3569 \times 10^4$). (Figura 42). No ano de 2012 não houve dados de coliformes totais. Considerando o efeito da sazonalidade pode-se observar que os valores de coliformes totais foram maiores nos períodos de enchente, com exceção do ano de 2013 (Figura 43). Para o ano de 2009 houve registros de coliformes totais apenas no período de vazante e para o ano de 2016 os registros foram apenas para o período de enchente.

No período de enchente de 2014 o valor dos coliformes totais foi de $0,185 \times 10^4$ NMP/100 mL ($\pm 0,1306 \times 10^4$) o valor mínimo observado, enquanto

que o valor máximo foi para o período de enchente de 2014 com $2,5643 \times 10^4$ NMP/100mL ($\pm 4,821 \times 10^4$).

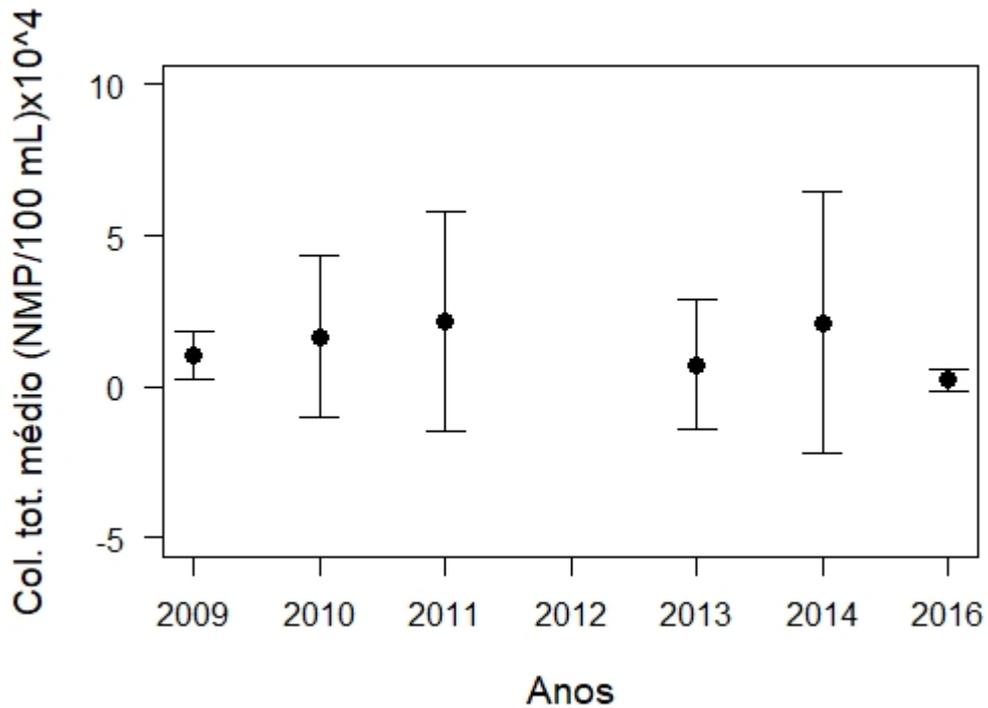


Figura 42. Valores médios anuais de coliformes totais no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

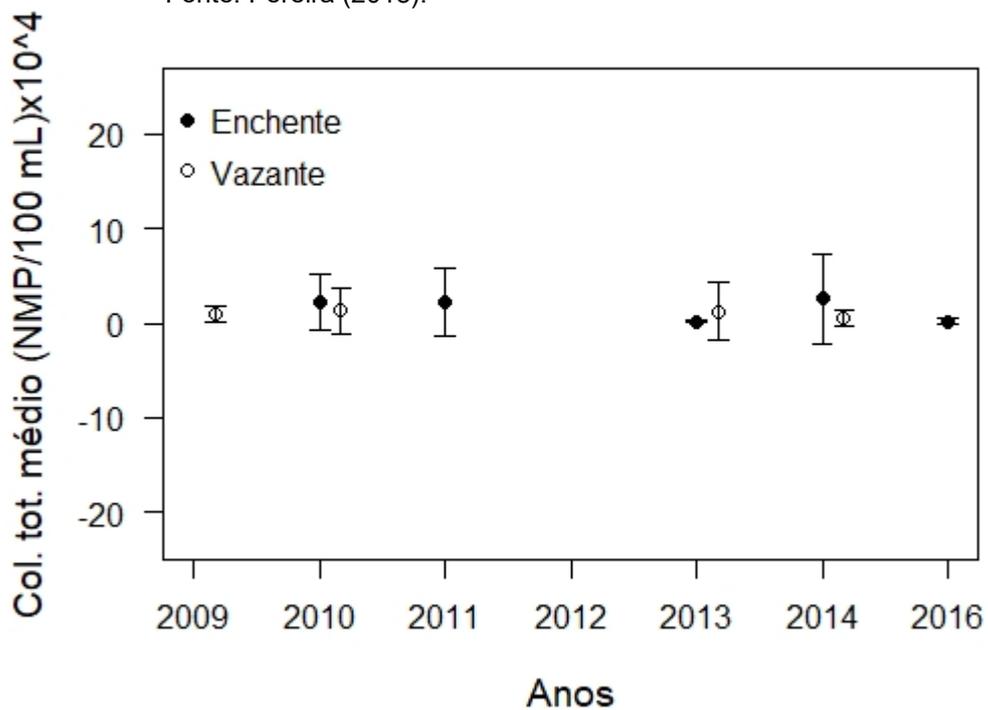


Figura 43. Coliformes totais médio considerando o efeito sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

Em pesquisa realizada na bacia do Tarumã-Açu, Temoteo (2015) analisou a presença de coliformes totais no igarapé do Acará na área da reserva florestal Adolpho Ducke, área periurbana e urbana. A autora encontrou os valores médios de $0,3118 \times 10^4$, $0,490 \times 10^4$ e 23×10^4 NMP/100 mL, respectivamente, o que evidencia que, a medida que o ambiente vai apresentando um maior grau de antropização, maior será a concentração desses microrganismos.

Embora os coliformes totais encontrados em maiores concentrações no trabalho de Temoteo (2015) assim como no lago de Serpa evidenciam uma possível contaminação devido a influência antrópica, deve-se analisar com cuidado este parâmetro. Bastos *et al.* (2000) analisaram as limitações do grupo coliforme como indicadores da qualidade da água. Os autores destacam que a avaliação dos coliformes totais em águas naturais tem valor sanitário limitado, uma vez que o indicador mais preciso da contaminação da água por material fecal é a *E. coli*.

Os coliformes totais estão presentes naturalmente nos solos, águas, plantas e inclui bactérias de origem não exclusivamente fecal (OMS, 1995). Devido a esse fato, Bastos *et al.* (2000) destacam o valor sanitário limitado dos coliformes para avaliação de águas naturais, e que a aplicação dos coliformes totais está restringida a avaliação da qualidade da água tratada uma vez que a presença desses podem indicar falha no tratamento ou possível contaminação após tratamento.

6.3.11. Coliformes fecais

Para os coliformes fecais a variação foi de $0,0987 \times 10^4$ NMP/100 mL ($\pm 0,1021 \times 10^4$) a $1,7453 \times 10^4$ NMP/100 mL (Figura 44). Considerando o efeito sazonal a menor concentração ocorreu na enchente de 2016 com $0,0987 \times 10^4$ NMP/100 mL ($\pm 0,1021 \times 10^4$) e a maior na enchente de 2014 com $1,7611 \times 10^4$ NMP/100 mL ($\pm 1,02$) (Figura 45). Vale ressaltar que a menor concentração de coliformes fecais na enchente, o que ocorreu também para os coliformes totais,

foi devido ao fato de que no ano de 2016 ocorreu apenas 2 coletas no período de enchente.

Embora na região do lago de Serpa existam pastagens e criações de animais, os coliformes fecais encontrados na água, não indicam necessariamente contaminação fecal uma vez que existem limitações no teste para detecção desses microrganismos (BASTOS *et al.*, 2000; VON SPERLING, 2005).

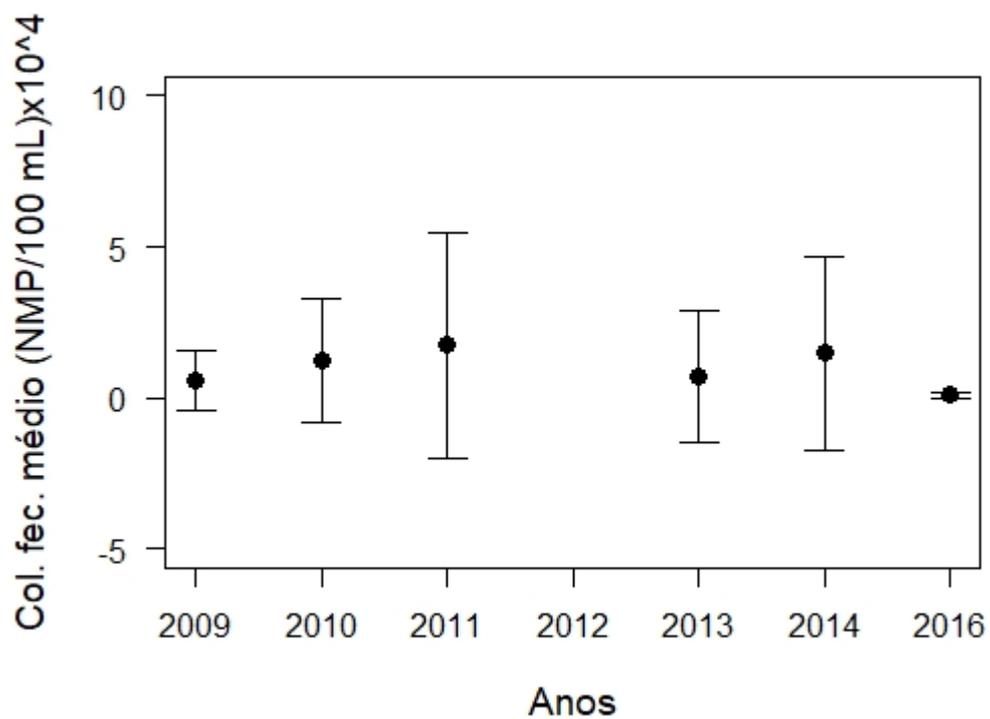


Figura 44. Valores médios anuais de coliformes fecais no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

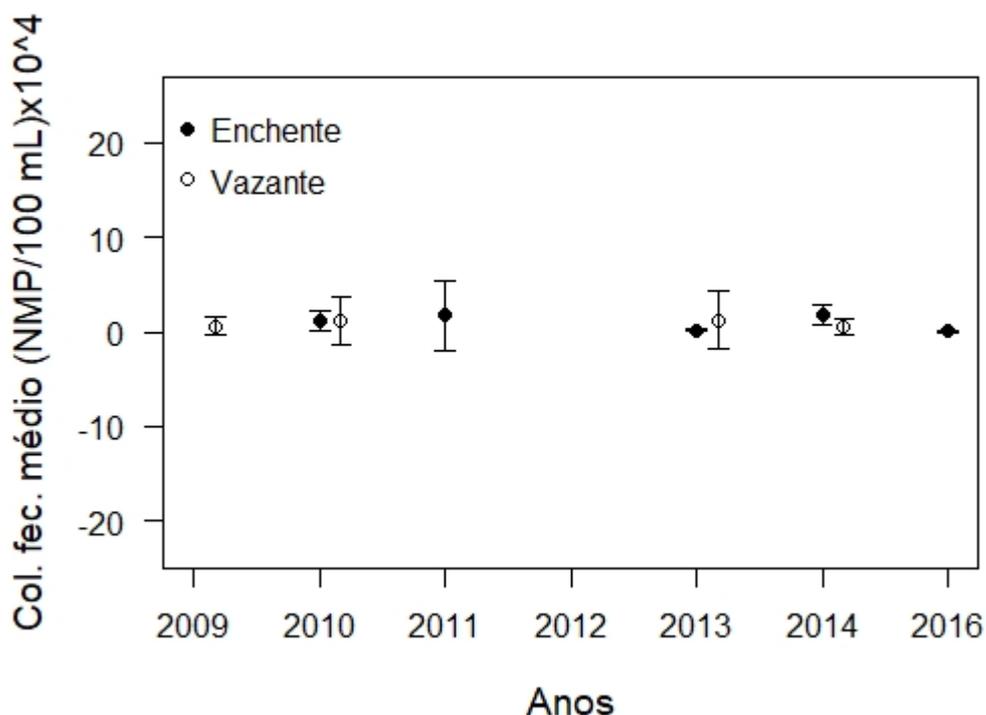


Figura 45. Coliformes fecais médio no lago de Serpa considerando o efeito da sazonal.

Fonte: Pereira (2018).

6.3. Análise de não conformidades com o padrão ambiental (CONAMA 357/05)

Para a análise de não conformidades dos parâmetros de qualidade da água foram construídas curvas de probabilidade para os parâmetros : turbidez, pH, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio. As curvas foram construídas agrupando-se todos os dados de qualidade da água, e para os parâmetros os quais foram constatadas não conformidades com o padrão ambiental foram feitas curvas por ponto de monitoramento.

No caso da demanda bioquímica de oxigênio, de todos os registros apenas 2 estavam acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para classe II. Dessa forma para o DBO não foi realizada a curva individualizada para os pontos, uma vez que os dois registros não conformes se referem ao ponto 2 do lago. Para a turbidez não houve incompatibilidades

com o padrão ambiental, enquanto que o pH e oxigênio dissolvido apresentaram as maiores porcentagens de valores não conformes. Assim foram realizadas curvas individualizadas por pontos para o oxigênio dissolvido e o pH.

6.3.1. Análise de não conformidades agrupando-se os pontos de monitoramento

6.3.1.1. Turbidez

Para a turbidez não houve a ocorrência de valores em não conformidade com a resolução CONAMA nº 357/05 para águas classes II (Figura 46). Os valores de turbidez encontrados não ultrapassaram o limite de 100 UNT para classe II, sendo que os pontos 2 e 3 apresentaram os maiores valores. Silva (2013) comparou os valores de turbidez encontrado em diversos corpos d'água na bacia amazônica com o limite da resolução CONAMA 357/2005 e reportou uma faixa de turbidez de 1,82 a 100,72 UNT.

Durante o período de vazante o lago de Serpa encontra-se sob influência apenas do rio Urubu enquanto que na enchente passa a receber também a contribuição do rio Amazonas. Os valores de turbidez no ponto 1 são os mais baixos em virtude desse ponto estar sob influência do rio Urubu. Este ponto passa a sofrer alterações na turbidez a medida que ocorre a elevação do nível das águas do rio Amazonas com a entrada das mesmas no lago.

O ponto 2 estabelece a conexão com o rio Amazonas e é caracterizado por maior carga sedimentar. Ainda assim, a turbidez encontrada no mesmo não apresenta valores desconformes com a resolução CONAMA. Os valores estão de acordo com resultados encontrados para ambientes de água branca por Gibbs (1967); Stallard e Edmond(1983); Sioli(1956) e outros.

O ponto 3 apresentou valores intermediários de turbidez e sem desconformidade com a CONAMA. Essas alterações nos valores de turbidez

em função dos ambientes foram destacadas por Gama (2009) a qual observou em seu trabalho grandes variações nos valores de turbidez quando comparou diferentes sistemas.

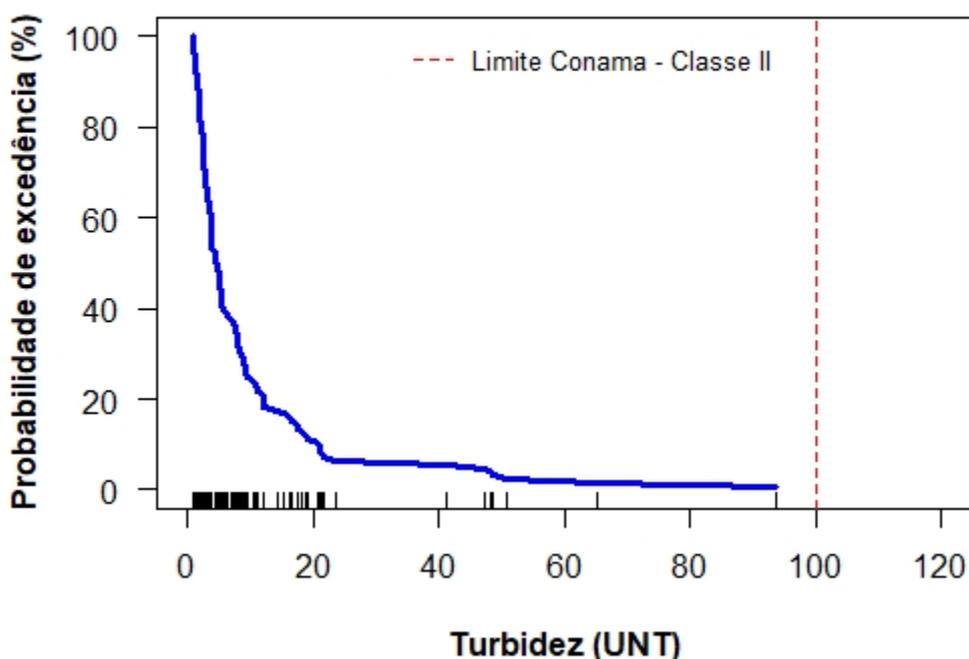


Figura 46. Curva de probabilidade de excedências de concentrações de turbidez para o agrupamento de todos os pontos no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

6.3.1.2. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio apresentou 2,4 % de não conformidades. Dos 84 registros de monitoramento apenas 2 ficaram acima do limite de 5 mg/L estabelecido pela CONAMA nº 357/05 para classe II (Figura 47). Os dois valores incompatíveis com o padrão ambiental ocorreram no ponto 2.

O ponto 2 é o que apresenta maior influência antrópica devido a presença de pastagens no entorno, lançamento de efluentes, e presença de

resíduos sólidos. Entretanto os valores em não conformidade, embora tenham ultrapassado o limite de 5 mg/L não chegaram a 6 mg/L, o que caracteriza que o lago nesse ponto apresenta um leve grau de degradação. Embora valores que ultrapassam o limite da resolução CONAMA, segundo Gama (2009), não necessariamente indicam anormalidades devido a influência antrópica, pois a maior carga de matéria orgânica em virtude da morte da vegetação aquática implica em maiores valores de DBO. Em todo o caso valores acima do limite ambiental merecem maior atenção e acompanhamento para verificar a origem da carga orgânica no corpo aquático.

Silva (2013) relatou valores de DBO para diferentes corpos d'água na Amazônia, com faixa de intervalo de 0,16 mg/L a 2,58 mg/L. Desse modo, a DBO em ambientes aquáticos amazônicos preservados dificilmente ultrapassará os limites da resolução CONAMA. Mas em todo caso, os valores não conforme encontrados no ponto 2 podem indicar um processo de degradação da qualidade da água do lago.

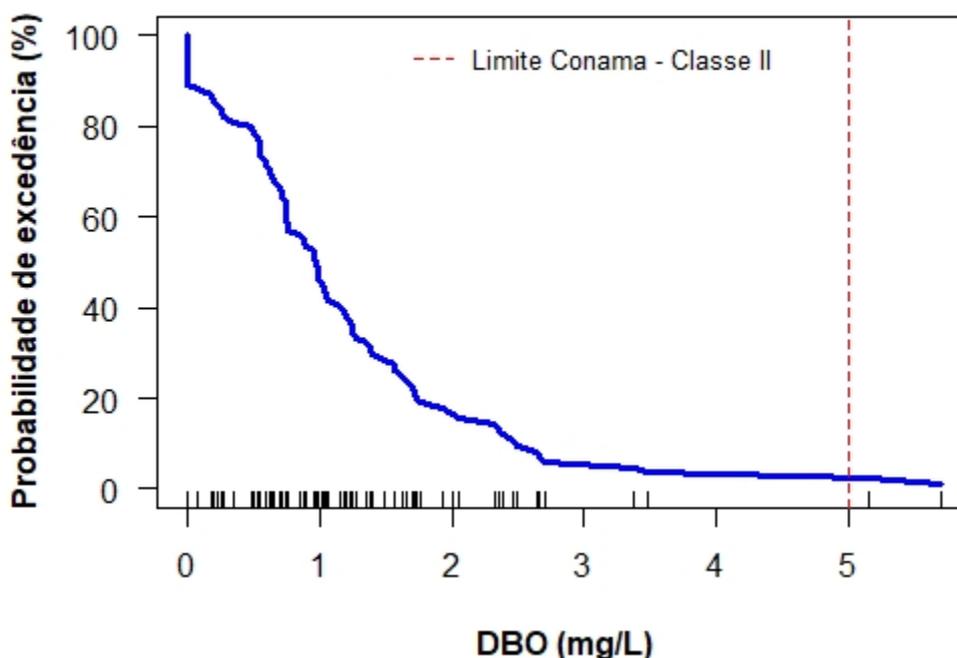


Figura 47. Curva de probabilidade de excedências das concentrações de DBO para o agrupamento de todos os pontos no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

6.3.1.3.pH

O pH foi o parâmetro juntamente com o oxigênio dissolvido que mais apresentou não conformidades com a resolução CONAMA. Essa não conformidade ocorreu principalmente devido a contribuição do rio Urubu, uma vez que as águas pretas são caracterizadas pela presença de ácidos fúlvicos e húmicos que além de conferir a cor característica desse tipo de água, contribuem para a acidificação das águas. A análise de não conformidades quando todos os pontos são agrupados indica que 33,6% dos registros não excedem o limite inferior de 6,0 para o pH (Figura 48), ou seja, estão em não conformidade com a resolução CONAMA.

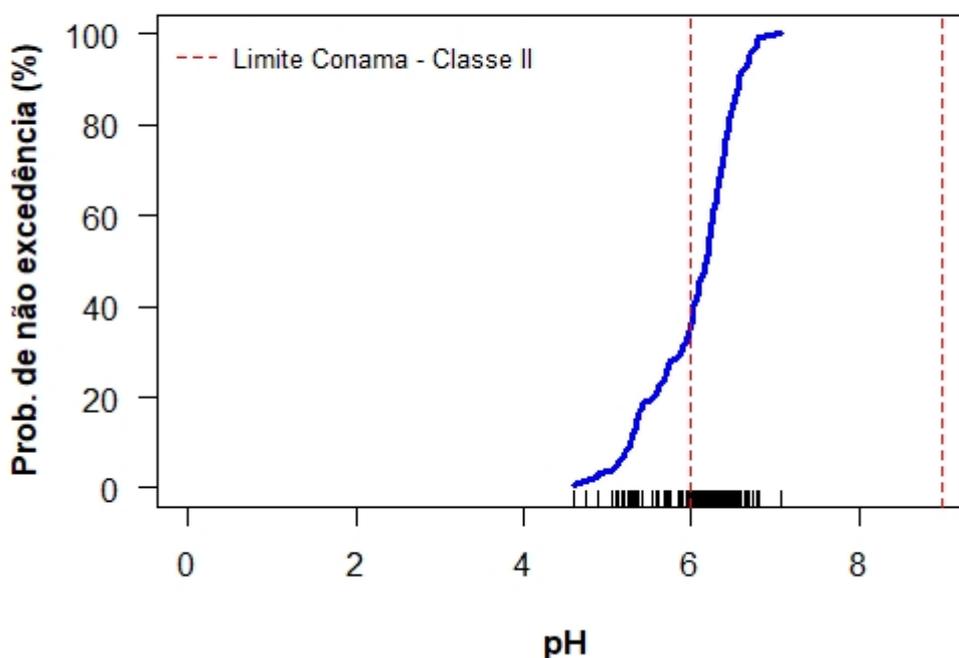


Figura 48. Curva de probabilidade de não excedência do pH para o agrupamento de todos os pontos no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

6.3.1.4. Oxigênio Dissolvido (OD)

Quando se trata do enquadramento, o oxigênio dissolvido é um parâmetro crítico para os corpos d'água da região amazônica, pois o mesmo se apresenta em baixas concentrações na maioria dos ambientes aquáticos da região. O oxigênio dissolvido apresentou 83 % de não conformidades em relação ao limite estabelecido para classe II do CONAMA conforme Figura 49.

Silva (2013) observou vários locais na bacia amazônica onde as concentrações de OD não atingiam o limite de 5 mg/L, estabelecido para classe II. Essas baixas concentrações não são decorrentes de impactos antrópicos e segundo Junk (1980), a fauna aquática da região apresenta adaptações para sobreviverem em condições de baixa concentração de oxigênio. Dessa forma, os valores incompatíveis com o limite estabelecido na legislação não caracterizam o lago de Serpa como um ambiente de baixa qualidade da água.

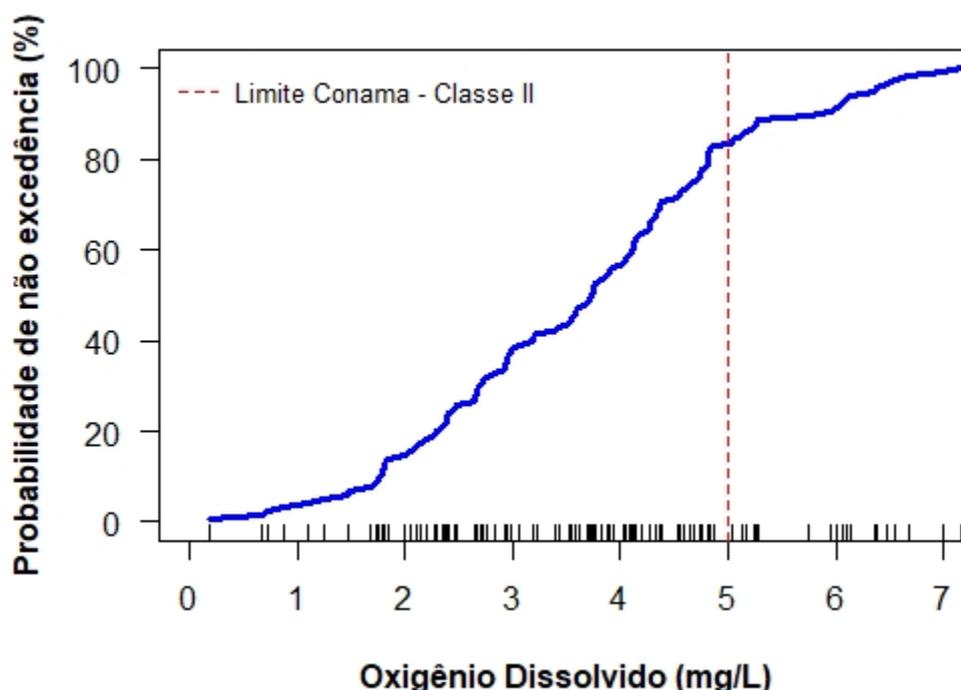


Figura 49. Curva de probabilidade de não excedência das concentrações de OD para o agrupamento de todos os pontos no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

6.3.2. Análise de não conformidades individualizada por ponto

6.3.2.1.pH (ponto 1)

Analisando a ocorrência de não conformidades por pontos, observa-se que o ponto 1 foi o local onde houve 67% de valores incompatíveis com o limite ambiental da resolução CONAMA, e isso ocorreu devido ao fato deste ponto estar sob influência do rio Urubu (Figura 50). A resolução CONAMA estabelece a faixa de 6,0 a 9,0 para as classes I a IV e Silva (2013) ressaltou a dificuldade do enquadramento quando observamos o pH das águas pretas que estão na faixa de 3,8 a 4,9 de acordo com Sioli (1956).

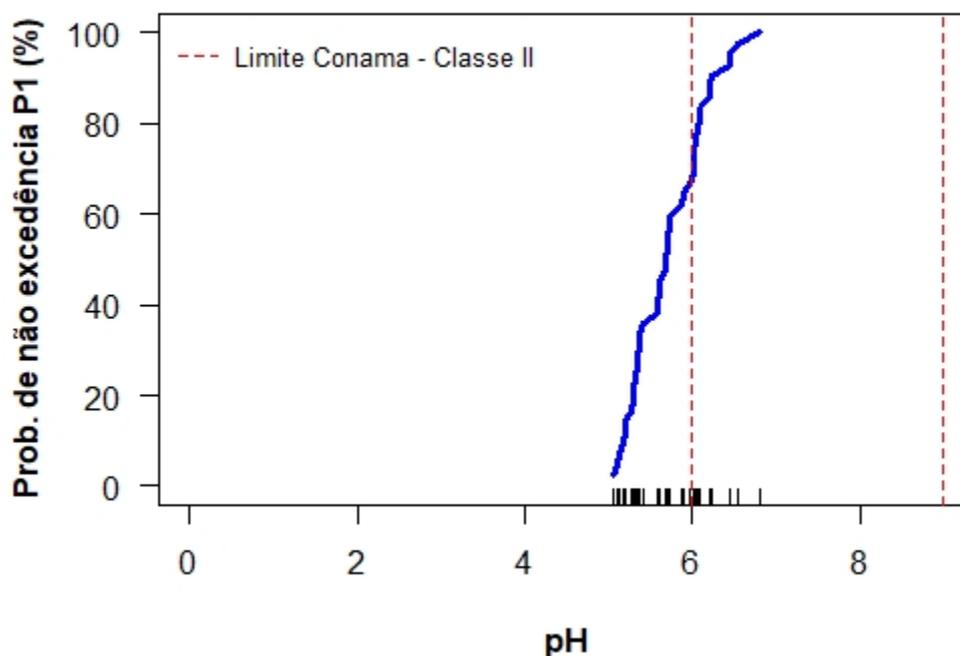


Figura 50. Curva de probabilidade de não excedência do pH no ponto 1 no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

Sendo assim, os valores não conformes encontrados no ponto 1 representam as condições naturais do ambiente e não em decorrência da influência antrópica. Para os ambientes aquáticos amazônicos, como é o caso das águas pretas torna-se necessário levar em consideração as características naturais das bacias de drenagem como o pressuposto no capítulo V, parágrafo II da resolução CONAMA 357/05. Existe também uma alternativa que seria uma nova proposta de enquadramento que atenda a realidade amazônica, atendendo as condições naturais de suas bacias de drenagem (SILVA, 2013).

6.3.2.2.pH (ponto 2)

No ponto 2 houve a menor porcentagem de incompatibilidades com o limite estabelecido na resolução CONAMA, cerca de 9,3 % dos registros estavam em não conformidade com o limite estabelecido na resolução (Figura 51).

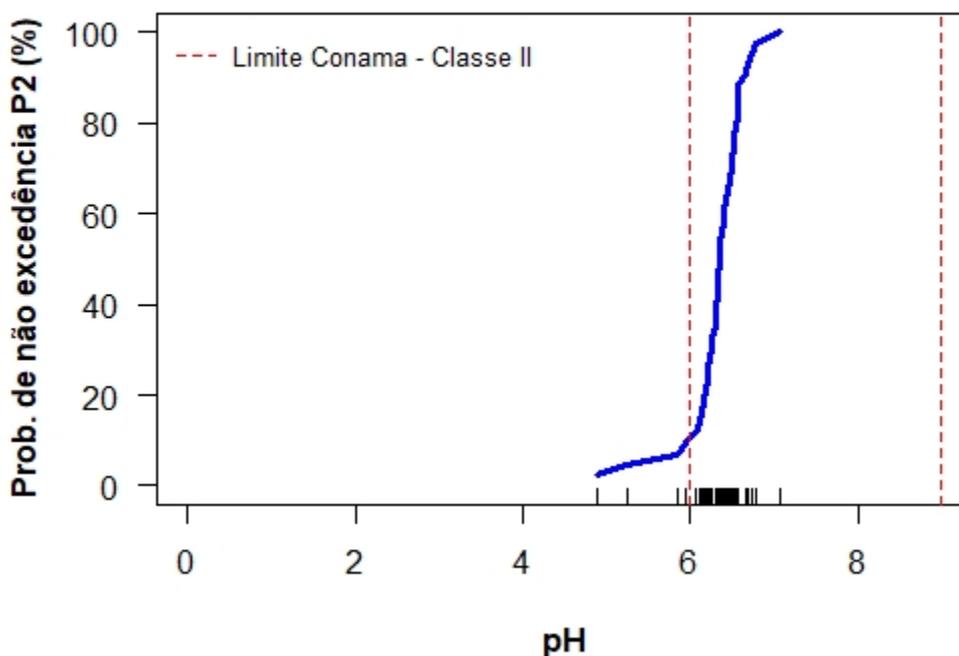


Figura 51. Curva de probabilidade de não excedência do pH no ponto 2 no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

O ponto 2 estabelece a conexão do lago de Serpa com o rio Amazonas. Espera-se nesse ponto um maior aporte de carbonatos e bicarbonatos, bem como de metais alcalinos, o que implica em valores de pH mais próximos do alcalino.

A ocorrência de valores de pH menor que 6,0 nesse ponto pode indicar um maior aporte de matéria orgânica, o que conseqüentemente acarretará no aumento de CO_2 na água, proveniente da respiração microbiana. O CO_2 reage com os íons H^+ presentes na água tornando o meio levemente ácido.

6.3.2.3.pH (ponto 3)

Em relação ao ponto 3 ocorreram 27,9% de valores não conformes com o limite estabelecido na resolução (Figura 52).

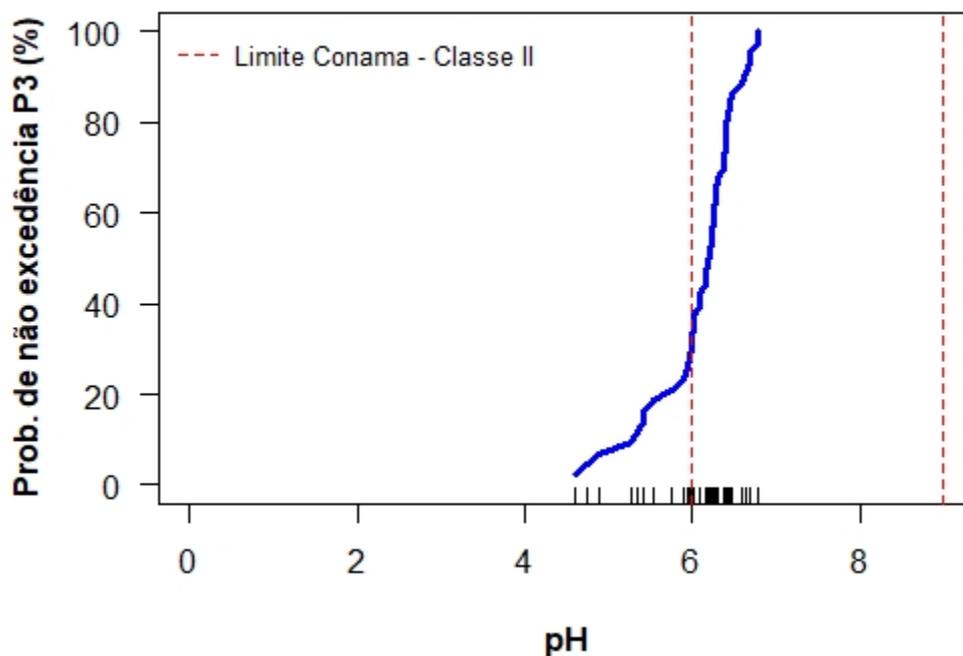


Figura 52. Curva de probabilidade de não excedência do pH no ponto 3 no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

Esse é o ponto intermediário do lago e no seu entorno há presença de residências, além de ser utilizado como balneário. A presença de valores muito baixos de pH pode indicar um maior aporte de matéria orgânica, e no processo de estabilização da mesma, há a liberação de CO_2 na água, com consequente formação de ácido carbônico.

6.3.2.4. Oxigênio dissolvido (ponto 1)

O ponto 1 apresentou 100% de não conformidade com o limite para classe II para oxigênio dissolvido (Figura 53). As baixas concentrações de oxigênio dissolvido nesse ponto estão dentro da normalidade para ambiente de águas pretas. Silva (2012) destacou que essas baixas concentrações são influenciadas por processos naturais, como no caso da presença da matéria orgânica natural oriunda do processo de decomposição vegetal.

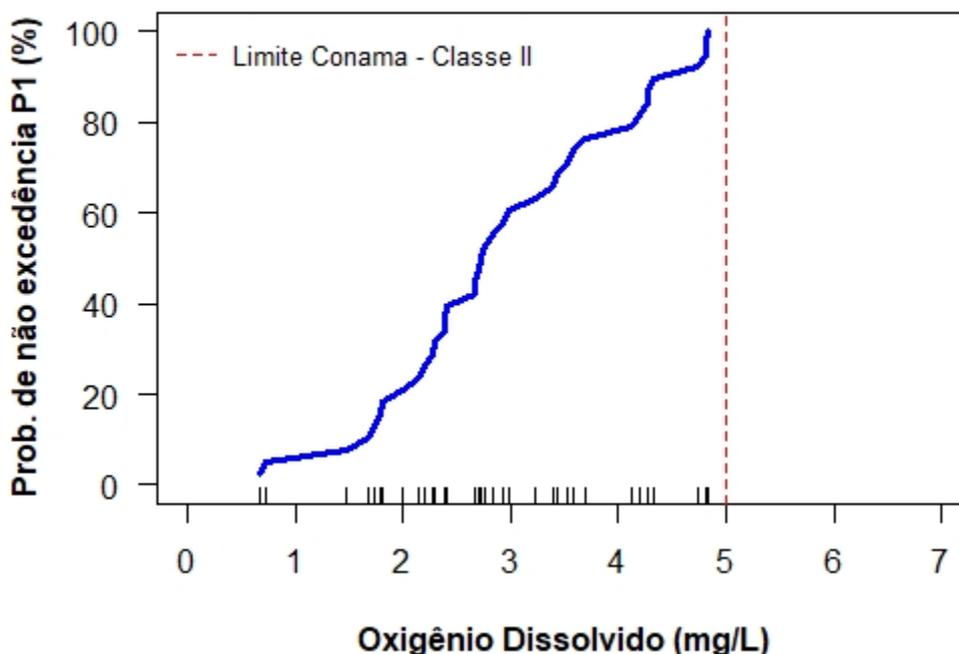


Figura 53. Curva de probabilidade de não excedência das concentrações de OD no ponto 1 no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

6.3.2.5. Oxigênio dissolvido (ponto 2)

No ponto 2 a porcentagem de valores não conformes com o limite ambiental foi de 79,4% (Figura 54). Nesse ponto o lago tem conexão com o rio Amazonas. Para Casagrande *et al.* (2006) as concentrações de OD na bacia Amazônica não podem ser utilizadas como indicador de qualidade da água de forma isolada. Os autores relatam que a concentração média de oxigênio dissolvido durante a cheia no rio Solimões Amazonas é de 4,6 mg/L.

Dessa forma, as águas na bacia Amazônica não atenderiam as exigências da resolução CONAMA para corpos d'água classe II e o uso do OD como parâmetro restritivo para classificação das águas na Amazônia é inadequado. A resolução CONAMA estabelece de forma equivocada os mesmos limites de oxigênio dissolvido para todo o território nacional (CASAGRANDE *et al.*, 2006).

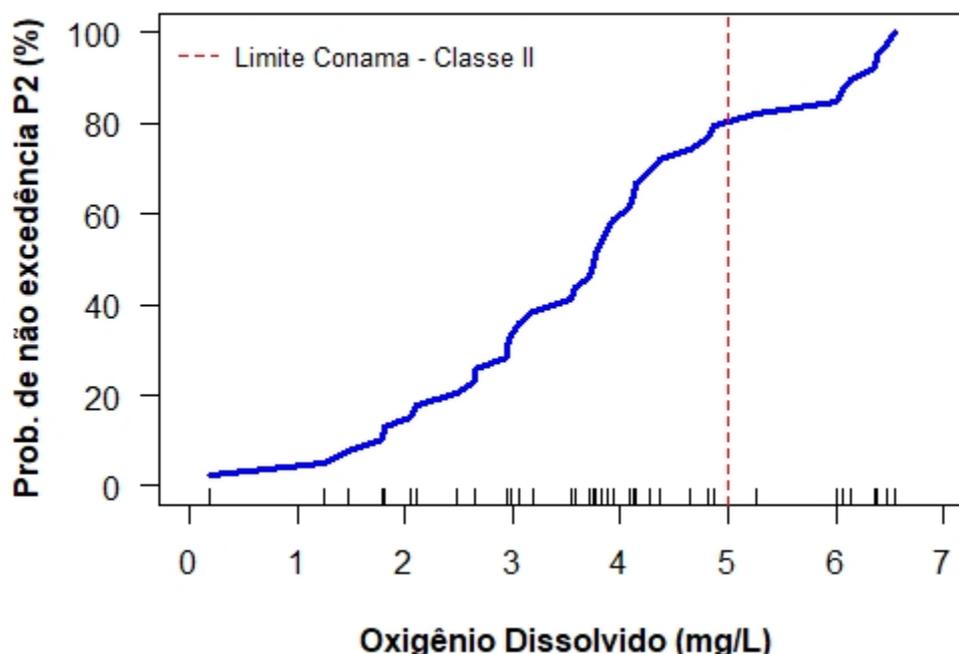


Figura 54. Curva de probabilidade de nãoexcedência das concentrações de OD no ponto 2 no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

6.3.2.6. Oxigênio dissolvido (ponto 3)

O ponto 3 apresentou 69,2% de valores incompatíveis com o limite da CONAMA 357/05 para classe II (Figura 55). De acordo com Casagrande *et al.* (2006) os baixos valores de oxigênio dissolvido na bacia Amazônica estão relacionados a características regionais dessa bacia, uma vez que as baixas concentrações de oxigênio são influenciadas não somente pela ação antrópica, mas também por processos naturais. Além disso existem outros fatores que influenciam na concentração do oxigênio dissolvido na água, como por exemplo características físicas e climáticas.

Assim, os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05 tornaria as águas dos ambientes aquáticos na região Amazônica como impróprias. Exceto em corpos d'água localizados nos centros urbanos, onde de fato as concentrações de oxigênio dissolvido são afetadas pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais, deve-se levar em conta a dinâmica do oxigênio dissolvido e os processos naturais que influenciam na concentração do mesmo na água.

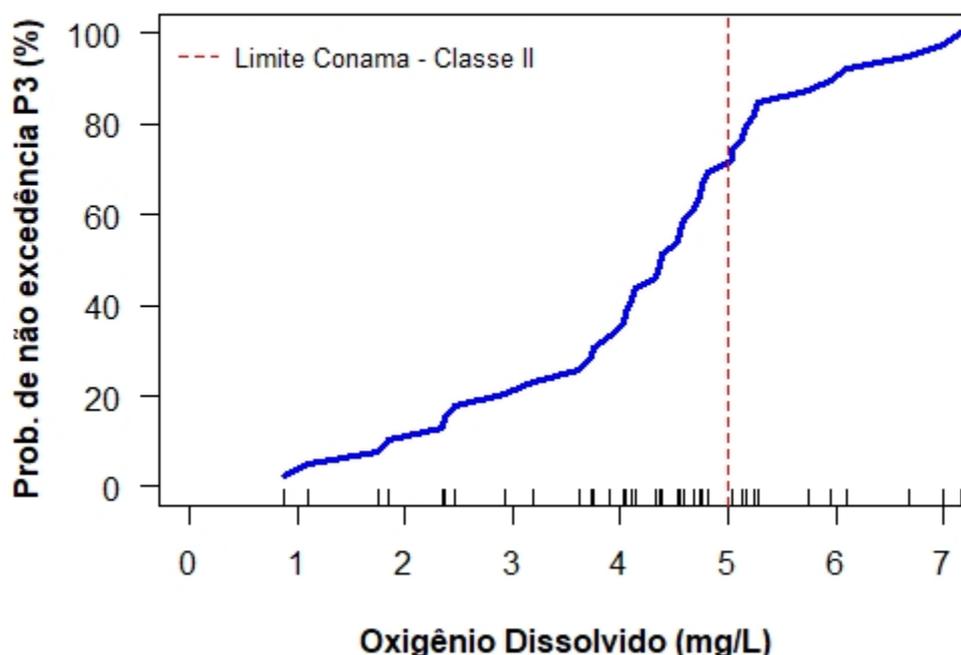


Figura 55. Curva de probabilidade de não excedência das concentrações de OD no ponto 3 no lago de Serpa.

Fonte: Pereira (2018).

6.4. Usos preponderantes da água no lago de Serpa

O lago atende ao abastecimento de água das comunidades locais, e tem a recreação e lazer como um de seus principais usos (Figura 56). O uso da água como fonte de abastecimento foi destacado por Barbosa e Vital (2012), as autoras relataram que as comunidades São Pedro e Sagrado Coração de Jesus utilizam a água principalmente para beber, tomar banho, preparação de alimentos, etc. Algumas famílias utilizam a água subterrânea para atender as suas necessidades.

O abastecimento para consumo humano como uso nobre requer requisitos de qualidade da água bem específicos, principalmente com relação ao padrão microbiológico, bem como ausência de metais e poluentes orgânicos em concentrações elevadas.



Figura 56. O lago como fonte de abastecimento para comunidades locais. Fonte: Ferreira (2017).

Especificamente nos pontos de coletas os usos apresentam algumas variações. No ponto 1os usos preponderantes são a pesca, recreação de contato primário,abastecimento, irrigação,dessedentação animal e presevação

da vida aquática. Esse ponto abastece as comunidades São Pedro e Sagrado Coração de Jesus. O ponto 1 estabelece a conexão do lago com o rio Urubu (Figura 57). Uma característica específica desse ponto são os baixos valores de turbidez que são característicos para as águas pretas. De fato, a qualidade da água nesse ponto é compatível com usos mais exigentes em termos de qualidade e esse ponto é o que sofre a menor influência antrópica na qualidade da água.



Figura 57. Ponto 1. Local onde o lago de Serpa sofre a influência do rio Urubu. Fonte: Pereira (2018).

No ponto 2 o lago estabelece conexão como o rio Amazonas e a qualidade da água é caracterizada por maiores valores de turbidez e de DBO

(Figura 58). Os usos preponderantes nesse ponto são a preservação da vida aquática, recreação, pesca .



Figura 58. Ponto 2, conexão do lago com o rio Amazonas.Fonte: Pereira (2018).

O ponto 3 está localizado na área central do lago e os usos preponderantes nesse ponto são a pesca, a irrigação, recreação e preservação da vida aquática. Na área central do lago existem propriedades (Figura 59) que utilizam água de poço. Nessa área, há também um flutuante, pois o local é muito utilizado pelos moradores para recreação. A atividade de pesca também é bastante praticada (Figura 60). Na figura 61 podemos observar a geoespacialização dos usos por ponto conforme mostrado no mapa. O lago portanto atende a uma diversidade de usos, sendo utilizado principalmente para usos mais nobres como preservação da vida aquática e abastecimento para consumo humano. Isso implica em um controle efetivo da qualidade da água para que não ocorra a indisponibilização de alguns desses usos.



Figura 59. Ponto 3. Área central do lago de Serpa e residências no entorno. Fonte: Pereira (2018).



Figura 60. Área central do lago de Serpa e a sua utilização na recreação e pesca. Fonte: Pereira (2018).

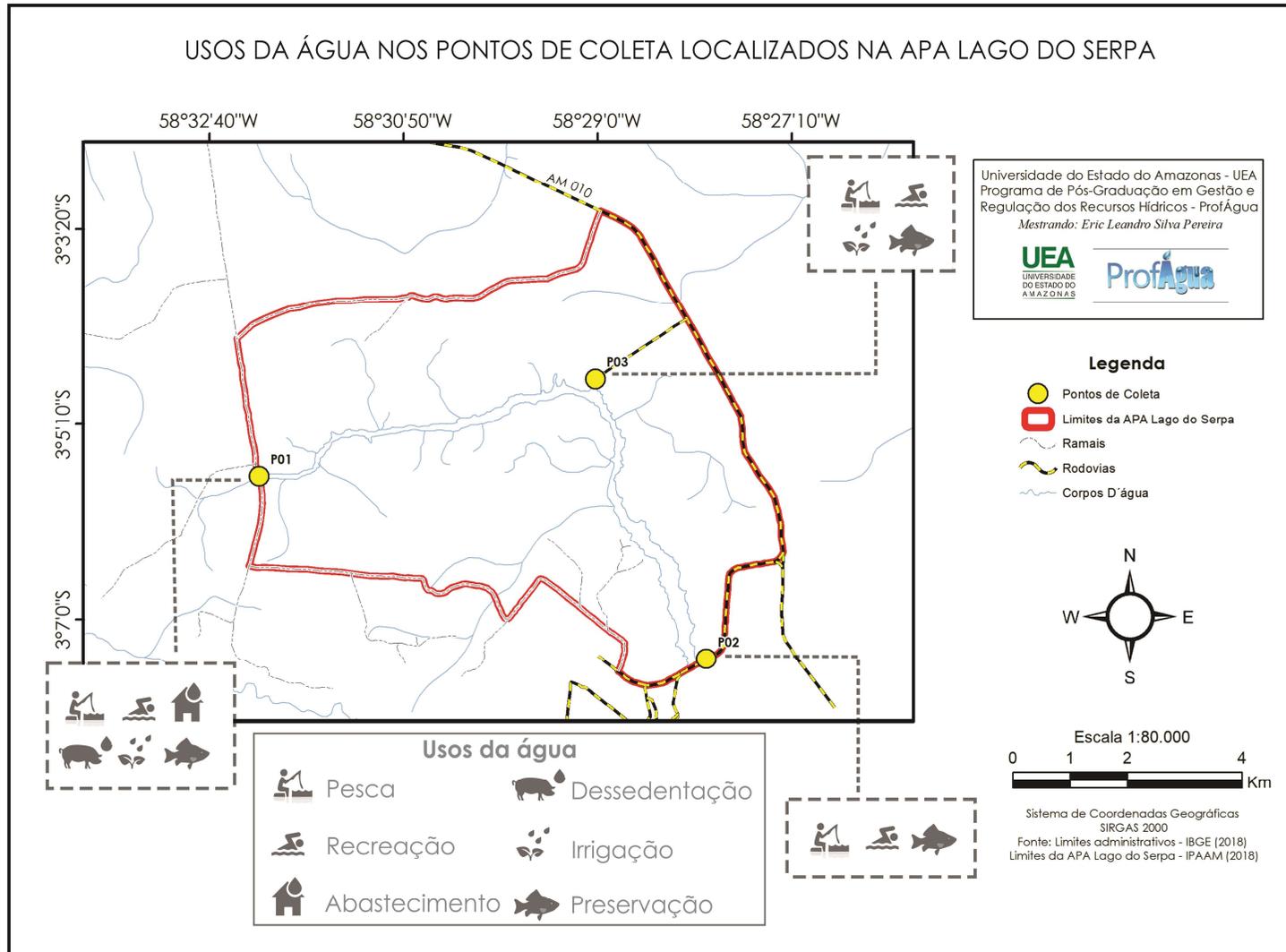


Figura 61. Usos da água no lago de Serpa. Fonte: Pereira (2018).

6.5. Fontes poluidoras no lago de Serpa

O lago de Serpa sofre impactos causados por algumas atividades no seu entorno o que pode comprometer a qualidade de suas águas, bem como afetar os diversos usos das mesmas. Segundo Barbosa e Vital (2012) o lançamento de efluentes domésticos, a criação de gado, descarte dos subprodutos da mandioca para produção de farinha, a produção de carvão e os resíduos sólidos deixado por banhistas representam uma ameaça a qualidade da água do lago de Serpa.

A atividade de carvoaria tem provocado a supressão da cobertura vegetal, queimadas (Figura 62). Essas atividades são realizadas pelos próprios comunitários para obtenção de renda para sustentar suas famílias (IPAAM, 2018). Em fiscalização o IPAAM encontrou comunitários com diversas sacas de carvão (Figura 63) além da presença de diversos fornos (Figura 64) que são utilizados pelos comunitários, os quais desmatam a área no entorno do lago para retirada da lenha e produção de carvão.



Figura 62. Atividade de produção de carvão na APA. Fonte: IPAAM (2018).



Figura 63. Atividade ilegal de produção e comercialização de carvão.
Fonte: IPAAM (2018).



Figura 64. Identificação dos fornos na APA do lago de Serpa. Fonte:
IPAAM (2018).

Com o crescimento urbano e a especulação imobiliária, existe na área de influência do lago, conjuntos habitacionais que contribuem com o lançamento de efluentes domésticos e resíduos sólidos causando impactos a qualidade da água do lago. Em um dos conjuntos habitacionais é possível observar a existência de uma estação de tratamento de esgotos a qual não estava em funcionamento, com o esgoto sendo desviado sem tratamento, diretamente para o corpo d'água (Figuras 65 e 66). A figura 67 mostra a geoespacialização das fontes poluidoras por pontos no lago de Serpa.

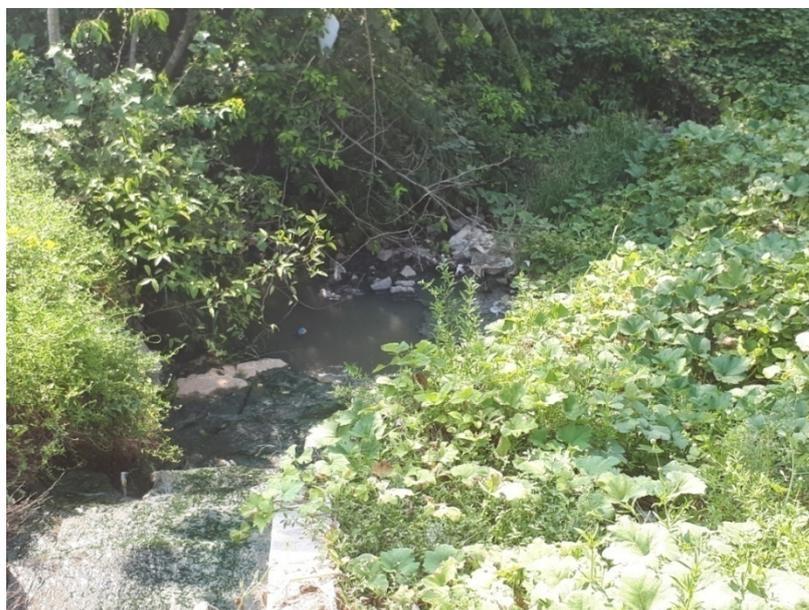


Figura 65. Lançamento de efluentes não tratados e resíduos sólidos. Fonte: Pereira (2018).



Figura 66. Estação de tratamento de esgotos sem funcionamento em residencial. Fonte: Pereira (2018).

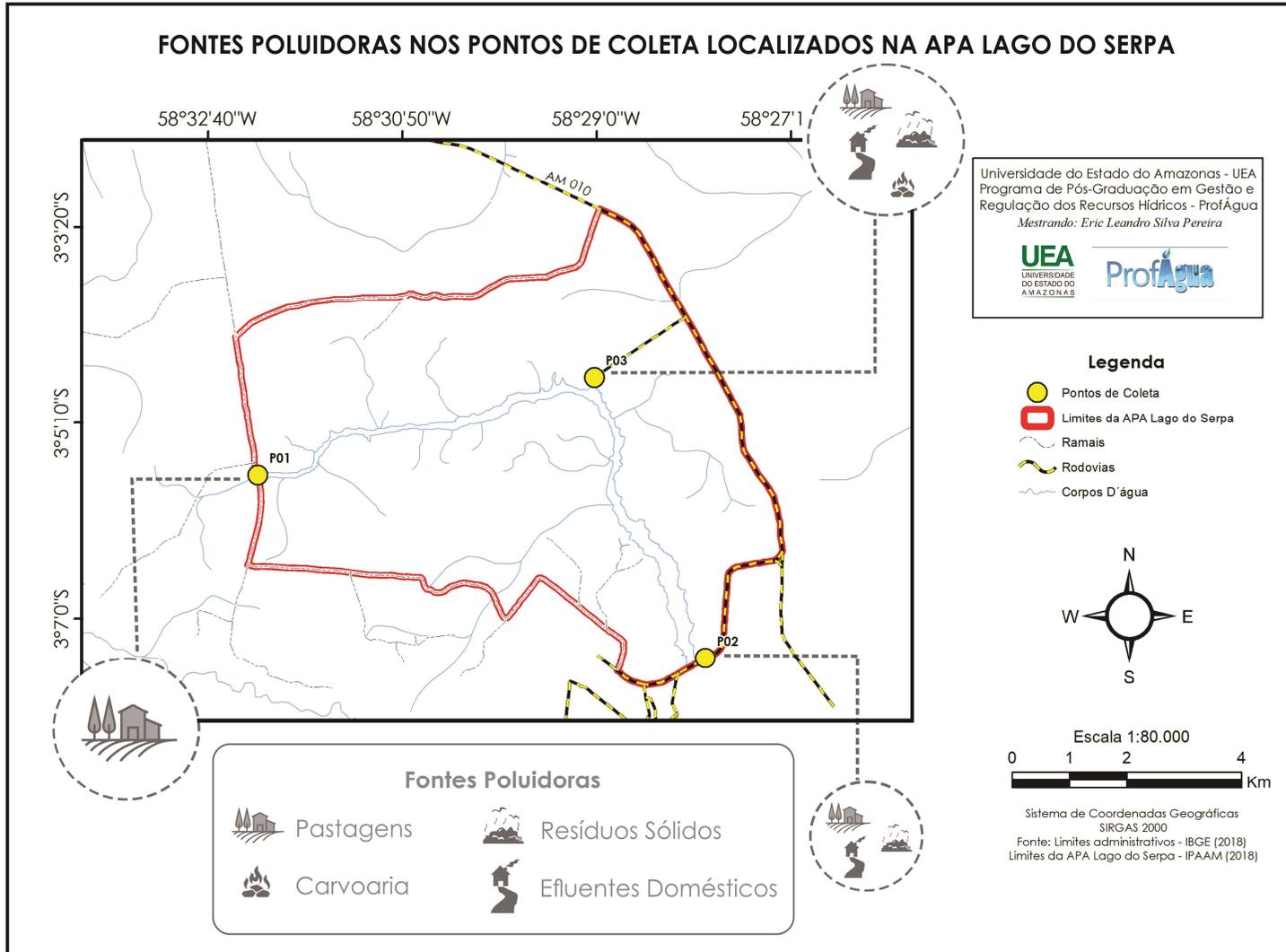


Figura 67. Fontes poluidoras da água no lago de Serpa. Fonte: Pereira (2018).

6.6. Áreas reguladas por legislação específica

O lago está inserido em uma área de proteção ambiental criado pela lei municipal ordinária nº 004/98 de 23 de setembro de 1998. A Figura 68 mostra a vista aérea da APA do lago de Serpa em Itacoatiara.



Figura 68. Área de Proteção Ambiental do Lago de Serpa Fonte: Oliveira (2018).

A lei ordinária tem por objetivo a garantia da proteção dos recursos sócios-culturais, a manutenção do equilíbrio ecológico, o desenvolvimento sustentável, melhoria da condição de vidas dos moradores locais, preservação da fauna e flora. Além disso, objetiva o desenvolvimento de atividades ligadas ao ecoturismo aliadas a programas de educação ambiental.

Na APA do lago de Serpa existem conflitos entre os comunitários em função da demarcação de terras. IPAAM (2018) corrobora esse fato relatando existir a certificação de um quilombo, e que a Associação quilombola Sagrado Coração de Jesus do Lago de Serpa requer a demarcação do quilombo. Entretanto, a maioria dos comunitários e que fazem parte da Associação não

aceitam a demarcação do quilombo, e sim apenas a certificação, a qual já foi publicada em diário oficial pela ONG Palmares.

A área de interesse Quilombola abrange cerca de 28,05 Km², nessa área prevalece ainda a vegetação primária. Entretanto, a ocupação com fazendas tem gerado conflitos com os quilombolas. O avanço de áreas destinadas à agropecuária tem gerado um aumento no desmatamento na região e isso pode comprometer a qualidade dos recursos hídricos no futuro (Figuras 69 e 70). A Figura 71 mostra a delimitação da área de proteção ambiental do Lago de Serpa.



Figura 69. Área de fazenda na APA do Lago de Serpa. Fonte: IPAAM (2018).



Figura 70. Área degradada no entorno do lago de Serpa. Fonte: Ferreira (2017).

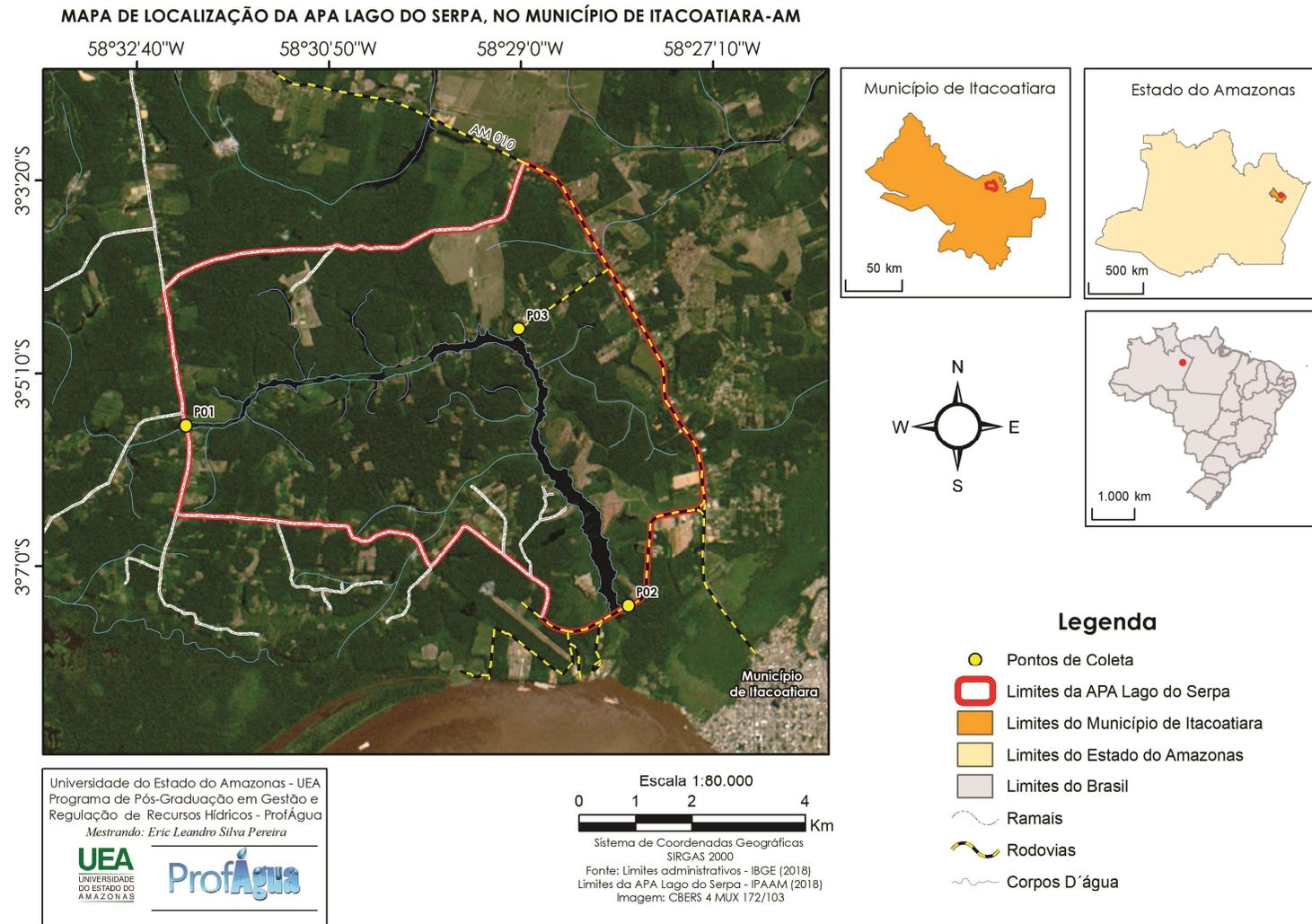


Figura 71. Localização da APA Lago de Serpa. Fonte: Pereira (2018).

6.7. Caracterização do uso e ocupação do solo

A paisagem na área de proteção ambiental do lago de Serpa tem sofrido alterações ao longo dos anos. No ano de 2009 a área de floresta primária na APA era de 2075,05 hectares e em 2016 a floresta primária compreendia 943,36 hectares (Figura 72). Tal fato é corroborado por dados do IPAAM (2018) que identificou a presença de desmatamento para produção de carvão e áreas de fazenda na APA. Em contrapartida à supressão da cobertura vegetal verificou-se um aumento nas áreas das classes: capoeira, pastagem e solo exposto.

Houve variações entre essas classes uma vez que, em pastagens abandonadas por exemplo, inicia-se um processo de sucessão. Da mesma forma de um ano para o outro pode haver a substituição de um solo exposto por uma pastagem. De modo geral é perceptível o aumento crescente da supressão da floresta primária ao longo dos anos.

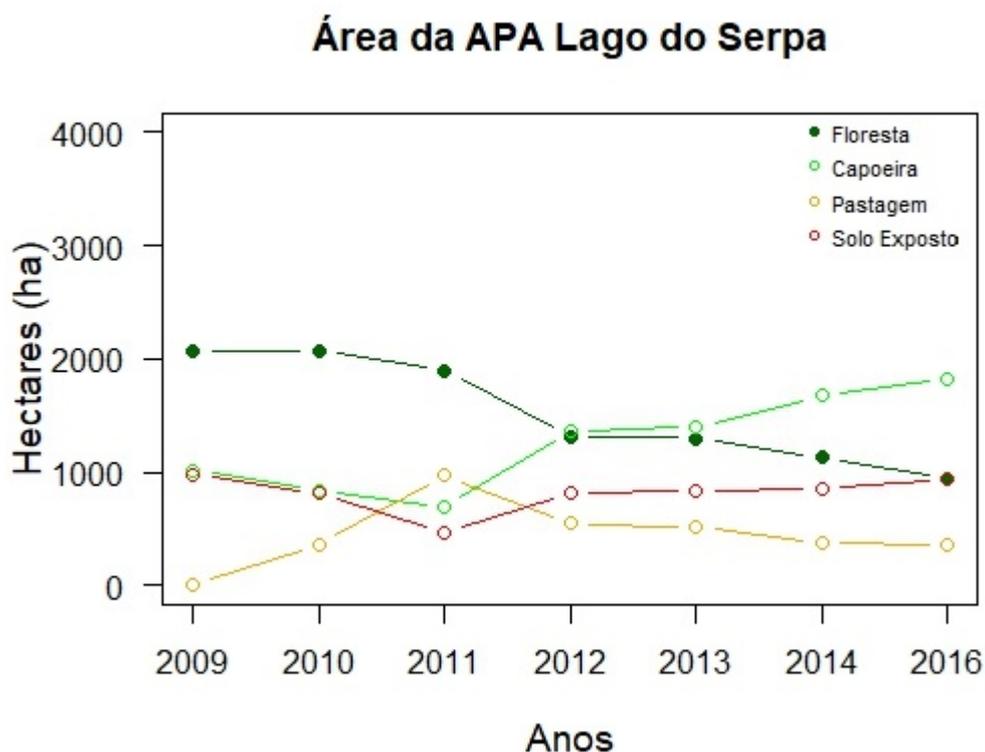


Figura 72. Classes de uso do solo nos limites da APA Lago do Serpa entre os anos de 2009 a 2016.

Em relação ao desmatamento acumulado na área da APA pode-se observar que o mesmo foi de 1991,79 hectares em 2009 a 3179,77 hectares em 2016. A Figura 73 mostra o desmatamento acumulado na APA, que corresponde ao somatório do ano anterior com o incremento do ano subseqüente. Observa-se a tendência crescente do desmatamento na área da APA ao longo dos anos.

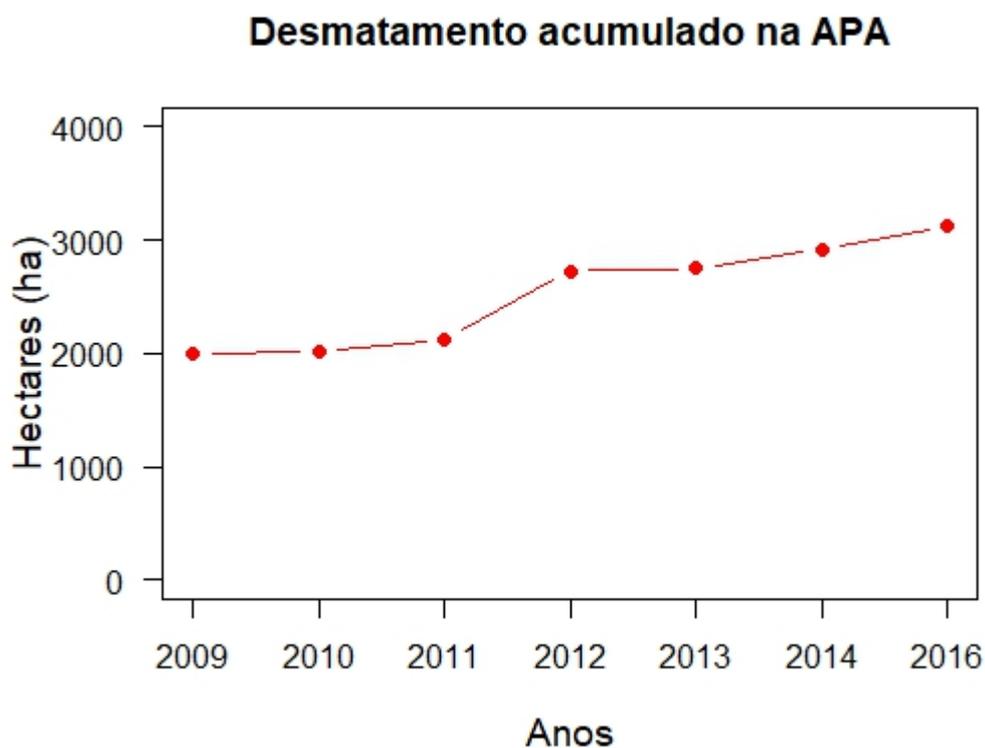


Figura 73. Desmatamento acumulado nos limites da APA Lago do Serpa entre os anos de 2009 a 2016.

A Figura 74 mostra a série histórica de desmatamento para os anos de 2009 a 2016 na APA do lago de Serpa. O desmatamento tem avançado ao longo dos anos na área, esse resultado é corroborado por dados do IPAAM (2018). Atividades como produção de carvão, além de loteamentos tem contribuído para a supressão da cobertura vegetal. A evolução das mudanças no uso do solo é mostrada na Figura 75. Pode-se observar que a floresta primária no decorrer dos anos tem sido substituída por áreas de pastagem, solo exposto e floresta secundária.

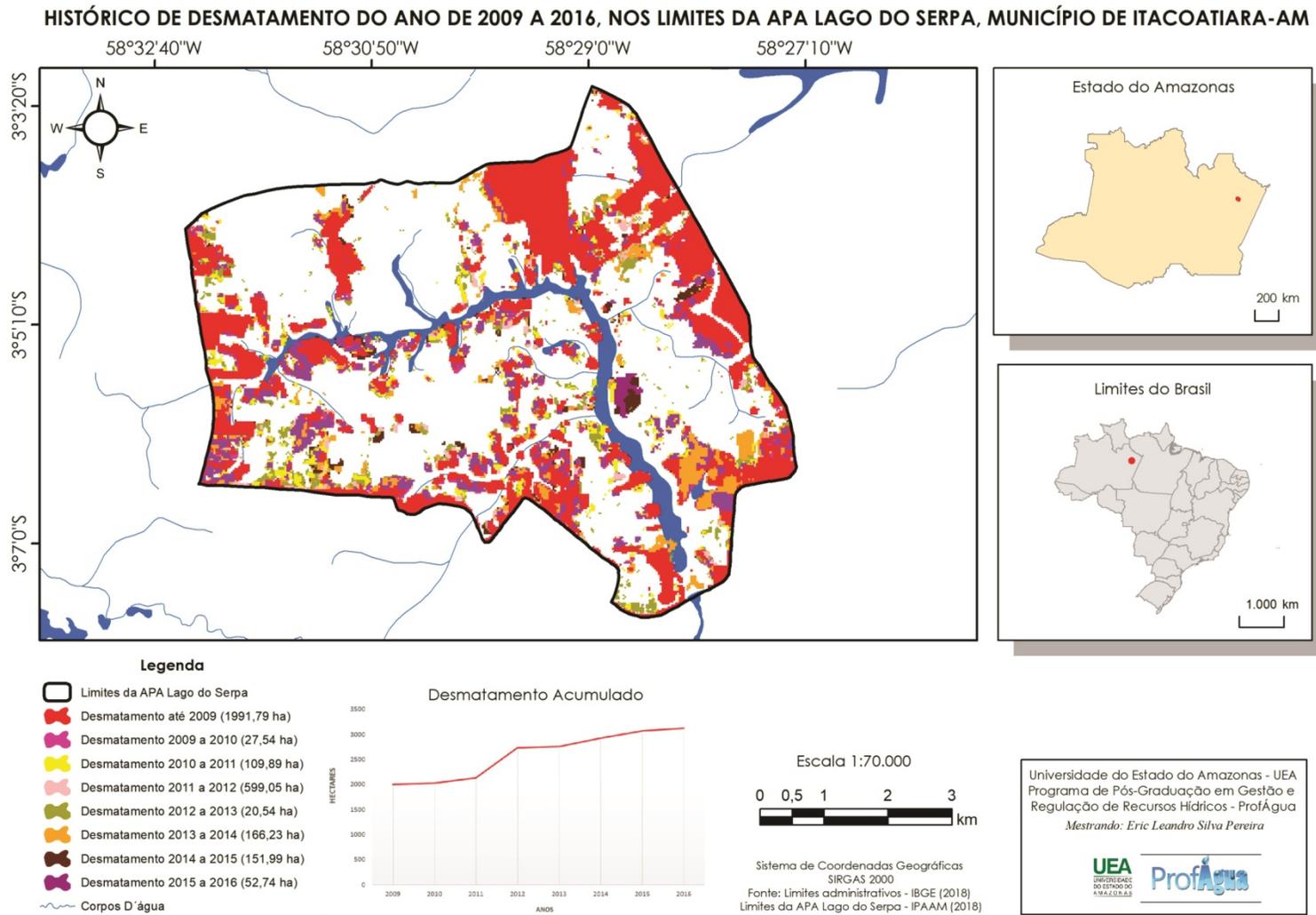


Figura 74. Histórico do desmatamento no lago de Serpa. Fonte: Pereira (2018).

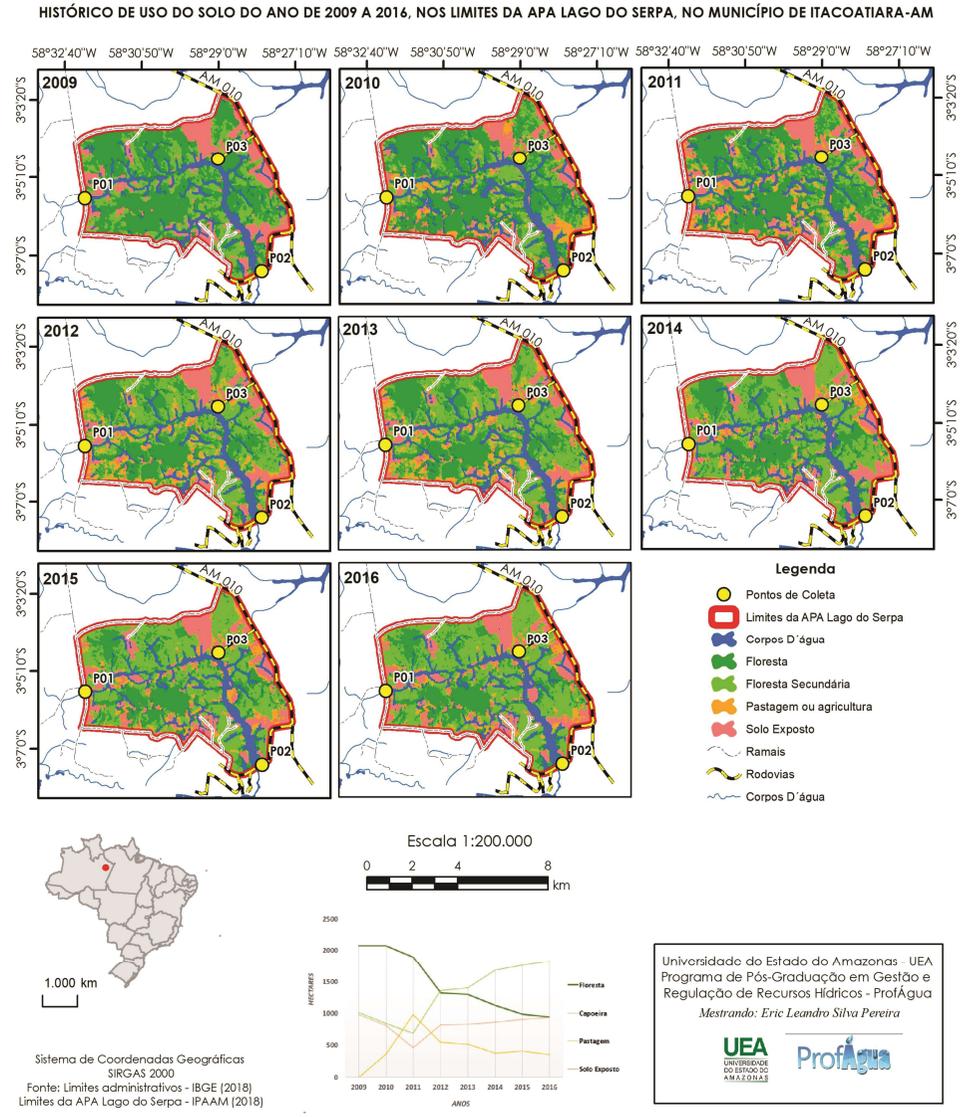


Figura 75. Histórico das mudanças no uso do solo no lago de Serpa. Fonte: Pereira (2018).

7. CONCLUSÕES

Em relação a qualidade da água o lago de Serpa apresenta uma boa qualidade, o que o torna disponível para diversos usos. As análises realizadas mostram que os parâmetros de qualidade em sua grande maioria encontram-se dentro da normalidade. A exceção dos coliformes totais e fecais que apresentaram valores elevados, entretanto esses dois parâmetros não são bons indicadores, pois não garantem que a contaminação é exclusivamente fecal.

As não conformidades encontradas para os parâmetros oxigênio dissolvido e pH se justificam pelas características naturais das bacias de drenagem. Os ambientes aquáticos amazônicos são naturalmente pobres em oxigênio dissolvido. E em ambientes de águas pretas como é o caso do rio Urubu, os valores de pH se encontram abaixo de 6,0 que é o limite inferior mínimo da resolução CONAMA 357/05.

O lago é utilizado pela população para abastecimento para consumo, pesca, recreação e dessedentação animal, além da preservação da vida aquática local. Em relação ao abastecimento para consumo apenas no ponto 1 se utiliza a água para tal finalidade, sendo que a população realiza a desinfecção por hipoclorito.

As fontes poluidoras no lago de Serpa são o descarte de resíduos sólidos, lançamento de efluentes, carvoaria, pastagens. Deve haver um controle efetivo dessas fontes para que não ocorra a degradação da qualidade, e o seu comprometimento para os diversos usos.

A área de proteção ambiental tem como uma de suas funções a preservação dos corpos d'água nela inseridos. A pressão antrópica ocasionada por atividades ilegais como o desmatamento, a produção de carvão, além dos conflitos pelo uso da terra entre os moradores, têm comprometido a função da APA. A evolução do uso e ocupação do solo tem mostrado a tendência crescente do desmatamento e a substituição da floresta primária por pastagens, solo exposto e floresta secundária. Esse cenário é preocupante

uma vez que a produção de água e a manutenção da qualidade dos recursos hídricos é indissociável da preservação das áreas de floresta.

Um amplo diagnóstico da qualidade da água por meio de séries históricas, a identificação de áreas de preservação, o levantamento dos usos preponderantes da água bem como das fontes poluidoras e a caracterização do uso do solo são fundamentais para que o poder público possa tomar as ações necessárias para o enquadramento de um corpo hídrico ou a manutenção de uma classe, em caso do enquadramento já existir.

No estado do Amazonas não há nenhum corpo hídrico enquadrado em virtude da dimensão de suas bacias e de suas características singulares. O enquadramento abrange várias etapas e em grandes bacias a sua implementação não seria uma tarefa fácil. Dessa forma iniciar a experiência do enquadramento no estado em corpo hídrico, em escala micro pode ser de grande utilidade para levantar os erros e acertos para a expansão deste importante instrumento em todo o estado.

8.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Panorama do enquadramento dos corpos d'água e panorama da qualidade das águas subterrâneas do Brasil. Brasília: ANA, 2007. (Cadernos de Recursos Hídricos , n.5).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas do Brasil e sistema nacional de informações sobre recursos hídricos: arquitetura computacional e sistêmica. Brasília: ANA, 2009. (Cadernos de Recursos Hídricos, n. 6).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos d'água. Brasília: ANA, 2013. (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos, v 5).

ALVES, C. Tratamento de águas de abastecimento. 3. ed. Porto: Publindústria, 2010. 382 p.

AMAZONAS. (2007). Lei 3.167 de 27 de agosto de 2007. Reformula as normas disciplinadoras da Política Estadual de Recursos Hídricos e do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e estabelece outras providências.

Apha - American Public Health. 1985. Association; American Water Work. Association-WWA; Water Pollution Control. Federation-WOCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 25^a ed. New York: McGraw-Hill, 1995. 720p.

BARBIERI, J. C. Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos. 3 ed. São Paulo: Saraiva, 2011. 376 p.

BARBOSA, K.C.M.; VITAL, A.R.T. Lago de Serpa: geografia, regime hidrológico e preservação. I Congresso de Iniciação Científica PIBIC/CNPq - PAIC/FAPEAM. Manaus, 2012.

BASTOS, R.KX., BEVIKLACQUA, P.D., NASCIMENTO, L.E., CARVALHO, G.R.M., SILVA, C.V. Coliformes como indicadores da qualidade da água: alcance e limitações. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre, RS. Anais... Porto Alegre. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2000.

BELONDI, H. V. Enquadramento dos corpos d'água em classes de usos como instrumento de gestão ambiental e de recursos hídricos: estudo aplicado na bacia do Rio Corumbataí-SP. 2003. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro, 2003.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; JÚNIOR, M.S.V; PORTO, M.F.A; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. Introdução à engenharia ambiental – O desafio do desenvolvimento sustentável. 2 ed. São Paulo Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRASIL (1934). Decreto n. 24.643, de 10 de julho de 1934, decreta o Código de Águas. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília

BRASIL. Portaria do Ministério do Interior nº 13, de 15 de janeiro de 1976. Estabelece a classificação dos corpos d'água superficiais com os respectivos padrões de qualidade e de emissão de efluentes. Brasília, 1976.

BRASIL. Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 05 de outubro de 1988. Brasília, 1988.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, 1997.

BRASIL. Lei n. 9.984 de 17 de julho de 2000, Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 2000.

BRASIL. Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, 2007.

BRITO, J. G.; ALVES, L. F.; ESPIRITO-SANTO, H. M. V. Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (Lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. *Acta Amazonica*, 44(1):121-134, 2014.

BUSSAB, W.O. ; MORETTIN P.A., Estatística Básica, Saraiva, Sao Paulo, 8 ed, 2013. 548 p.

CAMPOS, K.M.; FRANKEN, W.K.; VITAL, A.R.T Lago de Serpa: Um estudo limnológico. I Congresso de Iniciação Científica PIBIC/CNPq - PAIC/FAPEAM. Manaus, 2010.

CASAGRANDE, C.A.; MOURA, J.M.S.; TOLEDO, A.M.A.; ANTUNES, P.M.; LUCAS, A.A.T.; PINAZZA, E.; COGO, M.; MARTINELLI, L.A. 2006. Efeitos Naturais e Antrópicos nas Alterações dos Teores de Oxigênio Dissolvido: Uma Comparação Entre as Bacias do Rio Amazonas e Piracicaba. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v 11. nº4. 221-231.

CHAUVEL, A.; WALKER, I.; LUCAS, Y. 1996. Sedimentation and pedogenesis in a Central Amazonian black water basin. Biogeochemistry; 33:77-95.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Brasília, 1986.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA 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-CONAMA. Brasília, 2011.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). Resolução nº 12, de 19 de julho de 2000. Estabelece procedimento para o enquadramento de corpos de água em classes segundo os usos preponderantes. Brasília, 2000.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). Resolução nº17, de 29 de maio de 2001. Estabelece diretrizes complementares para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas."Brasília, 2001.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). Resolução nº 91, de 05 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos.. Brasília, 2008.

CUNHA, H. B.; PASCOALOTO, D. 2006. Hidroquímica dos rios da Amazônia. Centro Cultural dos Povos da Amazônia – CCPA, 147 pp.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). Eng. Sanit. Ambient., v. 15, n. 4, p. 337-346, out./dez. 2010.

CURI, D. (Org.). Gestão Ambiental. 1ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall. 154p. 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Diagnóstico Ambiental das fontes Pontuais de Poluição das Águas

nas Bacias Hidrográficas do Norte de Minas e do Submédio São Francisco. Jaguariúna, SP. 2004.

FORSBERG, B.R.; ARRUDA, W.C; SILVA, C.R.; TORRES, S.S.; GIANINI, C. E.C.; MOZETO, A.A. Influência de mudanças no uso da terra sobre a concentração, transporte e exporte de material em suspensão em tributários da área de exploração petroléira do rio Urucu, Amazônia Central. Dados não publicados.

FURUKAWA, P. M. S.; FILHO, J. L. O impacto da nova resolução CONAMA 20/86 no setor saneamento. Revista Saneas. p. 15-16.2005.

GAMA, D. A. A aplicabilidade da resolução CONAMA nº 357/2005 no enquadramento dos corpos d'água na bacia do Rio Purus: um instrumento válido para as águas amazônicas?. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2009.

GIBBS, R. G. 1967. The Geochemistry of the Amazon River System: Part I. The Factors that Control the Salinity and the Composition and Concentration of the Suspended Solids. Geol. Soc. Amer. Bull., v. 78, p. 1203 -1232.

HORBE, A.M.C.; GOMES, I.L.F.; MIRANDA, S.A.F.; SILVA, M.S.R. Contribuição à hidroquímica de drenagens no Município de Manaus – Amazonas. Acta Amazônica, 35:119-124, 2005.

HORBE, A. M. C.; OLIVEIRA, L. G. S. Química de igarapés de água preta donordeste do Amazonas – Brasil. *Acta Amazonica*. vol. 38. n. 4, p. 753 – 760, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS IBAMA (1989). Enquadra os cursos d'água federais da bacia hidrográfica do rio São Francisco. Portaria no 715, de 20 de setembro de 1989.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais.html> (último acesso: 25/10/2018). 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). INPE. 2007. Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite, São José dos Campos, Brasil. Disponível em <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php> (último acesso em 30/11/2018).

INSTITUTO DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO AMAZONAS (IPAAM). Relatório Técnico de fiscalização. Nº 218-18/GEFA. Amazonas, 2018.

ITACOATIARA. Lei ordinária nº 004 de 23 de setembro de 1998. Cria a área de proteção ambiental do lago de Serpa e dá outras providências.

JUNK, W. J. Áreas inundáveis – Um desafio para Limnologia. *Acta Amazonica*. v. 10. p. 775-795, 1980.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 110-127.

KLINGE, H. 1965. Podzol soils in the Amazon basin. *Journal of Soil Science*, v.16,n.1, p.95-103.

KIMURA, S. P. R. Determinação química e biológica de carga poluente em lagoa do município de Parintins no Estado do Amazonas. 2014. 142 p. Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Campinas, SP.

LEENHEER, J.A. 1980. Origin and nature of humic substance in the waters of the Amazon river basin. *Acta Amazônica*.10(3):513-526.

MARTINELLI, L. A.; SILVA, A. M.; CAMARGO, P. B.; MORETTI, L. R.; TOMAZELLI, A.C.; SILVA, D. M. L.; FISCHER, E. G.; SONODA, K. C.; SALOMÃO, M. S. M. B. Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do estado de São Paulo. *Biota neotropical*.v. 2. p. 1-18, 2002.

NUNES, J.A.S.; FRANKEN, W.K.; VITAL, A.R.T. Lago de Serpa: Limnologia e qualidade da água. I Congresso de Iniciação Científica PIBIC/CNPq - PAIC/FAPEAM. Manaus, 2012.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD-OMS. Guías para la calidad del agua potable. Ginebra: OMS, 1995. 195p.

PANTOJA, N. G. P. A utilização da água de rio para o consumo humano nas comunidades ribeirinhas na região de Coari a Itacoatiara / Amazonas - Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2015.

PEJON, O.J.; RODRIGUES, V.G.S.; ZUQUETTE, L.V. (2013). Impactos ambientais sobre o solo. In: CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão. v. 1. Rio de Janeiro: Elsevier. p. 405-453.

PROJETO MAPBIOMAS –.Coleção 3 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Brasil. Disponível em: http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection. (último acesso em 28/11/2018).

RIO GRANDE DO NORTE ; PARAÍBA. Levantamento Ambiental do rio Piranhas-Açu: Atividades Poluidoras ou potencialmente poluidoras – Pontos de lançamento de efluentes. Setembro, 2007.

REALI, M.A.P; PAZ, L.P.S.; DANIEL, L.A. (2013) Tratamento de água para consumo humano. In: CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão. v. 1. Rio de Janeiro: Elsevier. p. 405-453.

RICHEY, J.E.; HEDGES, J.I.; DEVOL, A.H.; QUAY, P.D. 1990. Biogeochemistry of Carbon in the Amazon River. *Limnology and Oceanography*, 35: 352- 371.

RICHTER, C.A.; NETTO, J.M A. Tratamento de água: tecnologia atualizada. São Paulo. Ed. Edgard Blucher, 1991. 332p.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; GARCEZ, D. S.; LOBÓN-CERVJÁ, J. Oxigênio dissolvido e temperatura em lagos da região de Ati Paraná-Solimões, Amazônia Central, Brasil. *ActaLimnologicaBrasiliensia*, v.13, p. 45-51, 2001.

SANTOS, U. M.; RIBEIRO, M. N. G. A Hidroquímica do rio Solimões – Amazonas. *Acta Amazônica*, 18 (3-4): 145 – 172, 1988.

SÃO PAULO. Lei nº 7.663 de 30 de dezembro de 1991. Estabelece Normas de Orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. São Paulo, 1991.

SILVA, L. M. Estudo da correlação entre o oxigênio dissolvido e matéria orgânica em diferentes ambientes aquáticos da Região Amazônica. Dissertação (Mestrado em Química. Área de concentração: Química analítica). Universidade Federal do Amazonas, 2012.

SILVA, M.S.R. Bacia hidrográfica do rio Amazonas: contribuição para o enquadramento e preservação. Tese (doutorado). Universidade Federal do Amazonas, 2013.

SILVA, M.S.R.; MIRANDA, S.A.F.; DOMINGOS, R.N.; SILVA, S.L.R.; SANTANA, G.P. Classificação dos rios da Amazônia: uma estratégia para a preservação desses recursos. *HolosEnvironment*, v.13, n.2, 2013.

SILVA, L. P. Hidrologia: engenharia e meio ambiente. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015. 330 p.

SIOLI, H., 1950, Das wasser im Amazonasgebiet. Forsch. Fortschr., 26: 274-280.

SIOLI, H. 1956. Über Natur und Mensch im brasilianischen Amazonasgebiet. Erdkunde, vol. 10,2, p. 89-109.

SIOLI, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses; and river types. In: SIOLI, H. (Ed.). The Amazon. Limnology and Landscape Ecology of a might Tropical River and its Basin. Dordrecht: Dr. W. JUNK Publishers. p. 127 – 165.

SOUTO, L. F. L.; OLIVEIRA, T. C. S.; SILVA, M. DO S. R. Variação espacial de cátions, ânions e variáveis físico-químicas no rio Solimões-Amazonas entre Manaus e Jutai, bacia amazônica. Revista Acta Amazônica, v. 45, p. 415-424, 2015.

SPIEGEL, Murray Ralph. Probabilidade e Estatística São Paulo: McGraw Hill, 1978. p. 518 (Coleção Schaum).

STALLARD, R. F; EDMOND, J.M. 1983. Geochemistry of the Amazon 2: the influence of geology and weathering environment on the dissolved load. Journal of Geophysical Research, v. 88, n. 14, p. 9671 – 9688.

TELMER, K.; COSTA, M.; ANGÉLICA, R. S.; ARAUJO, E. S.; MAURICE, Y. The source and fate of sediment and mercury in the Tapajós River, Para', Brazilian Amazon: ground and space-based evidence. J. Environ. Management., 81, 101-113, 2006.

TEMOTEO, G.G. Avaliação da influência antrópica sobre as concentrações de coliformes na bacia do Tarumã-Açu, Manaus/AM. Trabalho de Conclusão de Curso. Centro Universitário do Norte. Manaus, 2015.

TRANCOSO, R.; FILHO, A.C.; TOMASELLA, J.; SCHIETTI, J.; FORSBERG, B.R.; MILLER, R.P. 2010. Deforestation and conservation in major watersheds of the Brazilian Amazon. *Environmental Conservation*, 36(4): 277-288.

UNGEMACH, H. 1972. Die Ionenfracht des Rio Negro, Staat Amazonas, Brasilien, nach Untersuchungen von Dr. Harald Ungemach. *Amazoniana*, Kiel, v.3, n.2, p.175-185.

USGS – UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. Landsat data continuity mission. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov>. (último acesso em 11/11/2018)

VANNOTE, R. L., MINSHALL, G., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.

VIANNA, M. R. Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água. 5. ed. Nova Lima: Imprimatur, 2014. 618 p.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J.; HOWARTH, R.W. ; LIKENS, G. E; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H. ; TILMAN, G. D. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences. *Ecological Applications* 7: 737–750.

VON SPERLING, M; CHERNICHARO, C.A.L. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. *UrbanWater*. Vol. 4, no 1, pp 105-114. 2002.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005, 243p. (Princípios do tratamentobiológico de águasresiduárias, 1).

YANG, C.Y., CHANG, C.C., TSAI, S.S.; CHIU, H.F. (2006) Calcium and Magnesium in Drinking Water and Risk of Death from Acute Myocardial Infarction in Taiwan. *Environmental Research*, 101, 407-411.