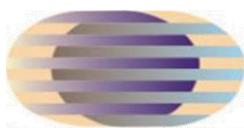




**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO
DOUTORADO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE
DA ASSOCIAÇÃO PLENA EM REDE**



**Doutorado em Desenvolvimento
e Meio Ambiente**

**Associação Plena
em Rede**



ALESSANDRO RHADAMEK ALVES PEREIRA

**MONITORAMENTO DA EUTROFIZAÇÃO NO RIO POTI
EM TERESINA, PIAUÍ, BRASIL**

TERESINA

2021

ALESSANDRO RHADAMEK ALVES PEREIRA

**MONITORAMENTO DA EUTROFIZAÇÃO NO RIO POTI
EM TERESINA, PIAUÍ, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Piauí (PRODEMA/UFPI/TROPEN), como requisito para obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de Concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente. Linha de Pesquisa: Planejamento e Gestão de Zonas Semiáridas e Ecossistemas Limítrofes.

Orientador: Prof. Dr. João Batista Lopes

Coorientadora: Profa. Dra. Giovana Mira de Espindola

Coorientador: Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva

TERESINA

2021

FICHA CATALOGRÁFICA
Universidade Federal do Piauí
Biblioteca Comunitária Jornalista Carlos Castello Branco
Serviço de Processamento Técnico

P436m Pereira, Alessandro Rhadamek Alves.
Monitoramento da eutrofização no Rio Poti em
Teresina, Piauí, Brasil / Alessandro Rhadamek Alves
Pereira. – 2021.
94 f.

Tese (Doutorado) Programa Regional de Pós-
Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da
Universidade Federal do Piauí (PRODEMA/UFPI/
TROPEN), Teresina, 2021.

“Orientador: Prof. Dr. João Batista Lopes.
Coorientadora: Profa. Dra. Giovana Mira de Espindola.
Coorientador: Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva.”

1. Meio Ambiente – Rio Poti. 2. Aguapé. 3. Clorofila-a.
4. Monitoramento – Plantas Aquáticas. 5. Sentinel-2. I.
Título.

CDD 577.64

ALESSANDRO RHADAMEK ALVES PEREIRA

**MONITORAMENTO DA EUTROFIZAÇÃO NO RIO POTI
EM TERESINA, PIAUÍ, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Piauí (PRODEMA/UFPI/TROPEN), como requisito para obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de Concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente. Linha de Pesquisa: Planejamento e Gestão de Zonas Semiáridas e Ecossistemas Limítrofes.

Aprovada em: 26/01/2021.

Banca Examinadora:



Prof. Dr. João Batista Lopes
Universidade Federal do Piauí - UFPI
Presidente - Orientador - PRODEMA/UFPI

ACESSO REMOTO

Profa. Dra. Ana Lúcia Bezerra Candeias
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE
Membro Externo - PRODEMA/UFPE

ACESSO REMOTO

Profa. Dra. Bruna de Freitas Iwata
Instituto Federal do Piauí - IFPI
Membro Externo - MAPEPROF/IFPI

ACESSO REMOTO

Profa. Dra. Elaine Aparecida da Silva
Universidade Federal do Piauí - UFPI
Membro Interno - PRODEMA/UFPI

ACESSO REMOTO

Prof. Dr. Emanuel Lindemberg Silva Albuquerque
Universidade Federal do Piauí - UFPI
Membro Externo - PPGGEO/UFPI

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela vida, fé, força e coragem, e as pessoas que eu mais amo nesta vida, minha amada e dedicada esposa, Débora Raquel Carvalho Lima Alves, meu querido filho, Augusto Rhadamek Carvalho Alves, minha mãe, Nelma Alves de Souza, a qual devo todas as minhas vitórias, meu pai, José Pereira do Nascimento (*in memorian*), meus irmãos Harry Alves da Costa (*in memorian*), Allenilson de Miranda Pereira e Alldnilson de Miranda Pereira e minhas avós, tias e tios pelo amor, incentivo e educação que sempre me deram.

Aos meus estimados sogra e sogro, Maria de Deus Carvalho F. Lima e Tadeu Lima do Nascimento, minha nova família, pelas orações, apoio e confiança depositados em mim.

Agradeço, em especial, ao meu orientador Prof. Dr. João Batista Lopes e coorientadores Profa. Dra. Giovana Mira de Espindola e Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva pela oportunidade oferecida, amizade, confiança, orientações, discussões, sinceridade, disponibilidade e paciência, que me conduziram na elaboração desta tese, além dos valiosos ensinamentos, que contribuíram muito para meu crescimento pessoal e profissional.

Aos membros das diversas bancas examinadoras, especialmente, a Profa. Dra. Ana Lúcia Bezerra Candeias (UFPE), Profa. Dra. Bruna de Freitas Iwata (IFPI), Profa. Dra. Elaine Aparecida da Silva (UFPI), Prof. Dr. Emanuel Lindemberg Silva Albuquerque (UFPI), Prof. Dr. George Satander Sá Freire (UFC), Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares (UFPI), Profa. Dra. Livânia Norberta de Oliveira (UC), Prof. Dr. Péricles Luiz Picanço Junior (UFPI), Profa. Dra. Viviane Souza de Amaral (UFRN) e Profa. Dra. Wilza Gomes Reis Lopes (UFPI), pelas correções e sugestões apresentadas durante o desenvolvimento da tese e dos artigos.

Aos amigos, professores e técnicos administrativos do ambiente de doutorado, aos colegas da turma 2017-2020, Dalton Macambira, Eduilson Carneiro, Maria Gracelia, Mario Ângelo, Miguel Antônio, Osvaldo Augusto, ao colega da turma 2015-2019, Rafael Diego, e ao secretário do DDMA, José Santana, pelo companheirismo, momentos de descontração, estímulo, apoio científico e celeridade.

Aos docentes do Departamento de Transportes, do Centro de Tecnologia da UFPI, Prof. Dr. Antônio Aderson dos Reis Filho, Prof. Msc. Emanuel Gomes de Sousa Silva e Prof. Msc. Wendson de Oliveira Souza pela amizade e apoio científico.

Aos demais familiares, amigos e a todos que não foram citados, mas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

A expansão urbana de Teresina tem causado impactos ambientais no rio Poti incompatíveis com as orientações da Agenda 2030, no tocante aos recursos hídricos e saneamento. Buscando-se subsidiar o processo da tomada de decisão no gerenciamento ambiental preventivo e/ou corretivo dos impactos ambientais, propõe-se avaliar e monitorar a eutrofização e a proliferação de plantas aquáticas no rio Poti, que ocorrem no período seco do ano, a partir da integração de dados dos satélites Sentinel-2 e *in situ* de clorofila-a. A metodologia de recuperação e mapeamento da concentração de clorofila-a envolveu a modelagem integrada da reflectância da água nas imagens Sentinel-2 com dados *in situ* de clorofila-a, por meio dos algoritmos bio-ópticos Chl-1, Chl-2, Chl-3, MCI, MPH e NDCI, assim como o NDVI, no caso da reflectância da vegetação aquática. Os índices que obtiveram o melhor desempenho pontual na recuperação da clorofila-a foram o Chl-2 e NDCI. O NDVI se mostrou apropriado para a detecção de aguapés. Conforme os resultados, a relação entre as bandas B04 e B05 é a mais indicada para a recuperação de clorofila-a no rio Poti e, no final do período seco. Foi mapeado um tapete verde de 570.145,6 m² e uma produção de 6.408,4 toneladas de biomassa fresca de aguapés. Concluiu-se que mediante uso de algoritmos empíricos e semiempíricos é viável o uso do sensor MSI na detecção da eutrofização e plantas aquáticas no rio Poti. Portanto, este estudo disponibiliza subsídios metodológicos para o monitoramento automatizado da qualidade da água deste importante recurso hídrico.

Palavras-chave: Aguapé, Clorofila-a, Monitoramento, Rio Poti, Sentinel-2.

ABSTRACT

The urban expansion of Teresina has caused environmental impacts on the Poti River that are incompatible with the guidelines of Agenda 2030 with regard to water resources and sanitation. Seeking to support the decision-making process in the preventive and/or corrective environmental management of environmental impacts, it is proposed to evaluate and monitor the eutrophication and proliferation of aquatic plants in the Poti River, that occur in the dry period of the year, from the integration of data from the Sentinel-2 satellites and in situ chlorophyll-a. The chlorophyll-a concentration recovery and mapping methodology involved the integrated modelling of water reflectance in Sentinel-2 images with in situ data on chlorophyll-a, using the Chl-1, Chl-2, Chl-3, MCI, MPH and NDCI bio-optical algorithms, as well as NDVI, in the case of reflectance of aquatic vegetation. The indexes that obtained the best point performance in the recovery of chlorophyll-a were Chl-2 and NDCI. NDVI proved to be suitable for the detection of water hyacinths. According to the results, the relationship between bands B04 and B05 is the most suitable for the recovery of chlorophyll-a in the Poti River and, at the end of the dry period, a 570,145.6 m² green carpet was mapped and a production of 6,408.4 tons of fresh water hyacinth biomass. It was concluded that using empirical and semi-empirical algorithms it is feasible to use the MSI sensor to detect eutrophication and aquatic plants in the Poti River. Therefore, this study provides methodological subsidies for the automated monitoring of the water quality of this important water resource.

Keywords: chlorophyll-a, monitoring, Poti River, Sentinel-2, water hyacinth.

LISTA DE FIGURAS

REVISÃO DE LITERATURA

Figura 1. Mapa da área de estudo: A) localização da área de estudo no contexto dos biomas do Brasil (MMA, 2017); B) localização de Teresina no Estado do Piauí; C) localização dos pontos no rio Poti em Teresina, com os limites da microbacia do rio Poti no município (ANA, 2017) e altimetria obtida do modelo digital de elevação SRTM (USGS, 2019).	27
Figura 2. Vista panorâmica dos pontos na área de estudo em 15 de agosto de 2019.....	28
Figura 3. Mapa do relevo em Teresina.....	30
Figura 4. Mapa da distribuição espacial da expansão urbana em Teresina de 1974 a 2014. ..	33
Figura 5. Zoneamento urbano de Teresina conforme o PDOT.	34
Figura 6. Parque ambientais às margens do rio Poti em Teresina.....	36
Figura 7. Mapa do Índice de Resiliência Natural (IRN).	37
Figura 8. Mapa do Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA).	38
Figura 9. Trecho avaliado do rio Poti, com destaque para as galerias e pontos monitorados.	39
Figura 10. Trajetória da luz entre fonte (sol), alvo (corpo d'água) e sensor remoto orbital. ..	41
Figura 11. Equação de transferência radiativa da óptica hidrológica.....	43

ARTIGO 1. RECUPERAÇÃO E MAPEAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A A PARTIR DE IMAGENS DO SENTINEL-2 EM UM RIO URBANO NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

Figura 1. Área de estudo: A) Localização da área de estudo no contexto dos biomas brasileiros (Brasil, 2017); B) Localização de Teresina no estado do Piauí; e, C) Na imagem Sentinel-2A L2A, adquirida em agosto de 2019 (ESA, 2019), mostra o trecho urbano do rio Poti em Teresina, com a localização dos sete pontos de monitoramento de concentração de clorofila-a. Do ponto PT-05, são observados os impactos ambientais ocorridos em 2014, a montante (Costa, 2014), 2015, a jusante, e 2018, a montante.	59
Figura 2. Comparação entre os índices Chla-2 e Chla-is em 2016 e 2017.....	65
Figura 3. Distribuição espacial da concentração de clorofila-a de agosto a novembro de 2016 e de agosto a novembro de 2017.	67

ARTIGO 2. DETECÇÃO E MAPEAMENTO DA EUTROFIZAÇÃO E PLANTAS AQUÁTICAS EM UM RIO NA REGIÃO NORDESTE DO BRASIL USANDO DADOS SENTINEL-2

Figura 1. Área de estudo: Localização de Teresina no contexto dos biomas brasileiros Cerrado e Caatinga (MMA, 2017), bem como a localização da microbacia do rio Poti em Teresina, com os seus limites e hidrografia (ANA, 2017), altimetria obtida do modelo digital de elevação SRTM (USGS, 2019) e localização dos sete pontos de monitoramento.	76
Figura 2. Estrutura de madeira e o procedimento de pesagem dos aguapés.	80
Figura 3. Distribuição espacial da concentração de clorofila-a de agosto a novembro de 2016 e de agosto a novembro de 2017	83
Figura 4. Distribuição espacial da proliferação plantas aquáticas em 2019.....	85
Figura 5. Apresentação gráfica da área coberta e taxa de expansão dos aguapés	86

LISTA DE QUADROS

REVISÃO DE LITERATURA

Quadro 1. Metas e indicadores do ODS6	20
--	----

LISTA DE TABELAS

REVISÃO DE LITERATURA

Tabela 1. Resultados e a evolução das metas e indicadores do ODS6	22
Tabela 2. Coordenadas dos pontos de monitoramento (UTM/SIRGAS2000/F23S)	27
Tabela 3. Especificações das bandas dos satélites Sentinel-2A e Sentinel-2B	46

ARTIGO 1. RECUPERAÇÃO E MAPEAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A A PARTIR DE IMAGENS DO SENTINEL-2 EM UM RIO URBANO NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

Tabela 1. Especificações das bandas do Sentinel-2A	60
Tabela 2. Estatística descritiva da concentração pontual de clorofila-a <i>in situ</i> (mg/m ³) em 2016 e 2017	63
Tabela 3. Comparação pontual entre a concentração de clorofila-a estimada e <i>in situ</i> (mg/m ³) em 2016 e 2017	65

ARTIGO 2. DETECÇÃO E MAPEAMENTO DA EUTROFIZAÇÃO E PLANTAS AQUÁTICAS EM UM RIO NA REGIÃO NORDESTE DO BRASIL USANDO DADOS SENTINEL-2

Tabela 1. Especificações das bandas dos satélites Sentinel-2A e Sentinel-2B	77
Tabela 2. Classificação do IET (mg/m ³) para rios, onde cada classe de estado trófico é representada por cores definidas	79
Tabela 3. Comparação pontual entre a concentração estimada e <i>in situ</i> de clorofila-a (mg/m ³) em 2016 e 2017.....	81
Tabela 4. Classificação do rio Poti em função do IET (mg/m ³)	84

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

- ANA** - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
- APP** - Área de Preservação Permanente
- CEPAL** - Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe
- CONAMA** - Conselho Nacional de Meio Ambiente
- ESA** - *European Space Agency*
- IET** - Índice de Estado Trófico
- IRN** - Índice de Resiliência Natural
- IVA** - Índice de Vulnerabilidade Ambiental
- MCI** - *Maximum Chlorophyll Index*
- MPH** - *Maximum Peak Height*
- MSI** - *MultiSpectral Instrument*
- NDCI** - *Normalized Difference Chlorophyll Index*
- NDVI** - *Normalized Difference Vegetation Index*
- ODA** - *Oficial Development Assistance*
- ODS** - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
- ONU** - Organização das Nações Unidas
- PDOT** - Plano Diretor de Ordenamento Territorial de Teresina
- PNRH** - Política Nacional de Recursos Hídricos
- POA** - Propriedade Óptica Aparente
- POI** - Propriedade Óptica Inerente
- RNQA** - Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade da Água
- SEMAR-PI** - Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
- SEMPPLAN** - Secretaria de Planejamento da Prefeitura de Teresina
- SIRGAS2000** - Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
- SINGREH** - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
- SNIRH** - Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
- SNIS** - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
- UTM** - Sistema Universal Transverso de Mercator
- ZEUS** - Zonas Especiais de Uso Sustentável

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	17
2.1 Desenvolvimento Sustentável e os Recursos Hídricos no Brasil.....	17
2.2 Bacia Hidrográfica do Rio Poti: Gestão Legal e Caracterização do Rio Poti em Teresina	24
2.3 Expansão Urbana de Teresina e Seus Efeitos na Crise Ambiental no Rio Poti.....	31
2.4 Sensoriamento Remoto Aplicado ao Monitoramento da Eutrofização e Plantas Aquáticas	40
Referências	47
3. RESULTADOS DA PESQUISA	55
3.1 Artigo 1. Recuperação e Mapeamento da Concentração de Clorofila-a a Partir de Imagens do Sentinel-2 em um Rio Urbano na Região Semiárida do Brasil¹	55
Resumo	55
Abstract.....	56
3.1.1 Introdução.....	57
3.1.2 Material e Métodos.....	58
3.1.2.1 Área de estudo	58
3.1.2.2 Aquisição e pré-processamento dos dados de sensoriamento remoto.....	60
3.1.2.3 Dados de campo.....	61
3.1.2.4 Algoritmos de recuperação da concentração de clorofila-a.....	61
3.1.3 Resultados e Discussão.....	63
3.1.3.1 Comparação das concentrações de clorofila-a.....	63
3.1.3.2 Mapeamento das concentrações de clorofila-a.....	66
3.1.4 Conclusões.....	67
3.1.5 Referências	68
3.2 Artigo 2. Detecção e Mapeamento da Eutrofização e Plantas Aquáticas em um Rio na Região Nordeste do Brasil Usando Dados Sentinel-2¹.....	72
Resumo	72
Abstract.....	73
3.2.1 Introdução.....	74
3.2.2 Material e Métodos.....	75
3.2.2.1 Área de estudo	75
3.2.2.2 Aquisição e pré-processamento dos dados de sensoriamento remoto.....	77
3.2.2.3 Algoritmos de recuperação de clorofila-a	77

3.2.2.4 Dados <i>in situ</i> de clorofila-a, fósforo total e determinação do índice de estado trófico.....	78
3.2.2.5 Algoritmo de recuperação de vegetação.....	79
3.2.3 Resultados e Discussão.....	81
3.2.3.1 Comparação das concentrações de clorofila-a.....	81
3.2.3.2 Mapeamento dos níveis de eutrofização.....	82
3.2.3.3 Classificação do índice de estado trófico	82
3.2.3.4 Mapeamento da área colonizada por plantas aquáticas	84
3.2.4 Conclusões.....	86
3.2.5 Referências	87
4. CONCLUSÕES FINAIS	93

1. INTRODUÇÃO

O estilo de desenvolvimento insustentável exercido no mundo mostra sinais de esgotamento e ameaça os recursos naturais e o bem-estar das gerações atual e futuras, constituindo-se em fator de indução para uma crise ambiental. Diante deste quadro de ameaças, associado à conscientização acerca dos limites ambientais, econômicos e sociais foi proposta a Agenda 2030, com 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e as correspondentes 169 metas, monitoradas por seus respectivos indicadores (CEPAL, 2016; PNUD, 2016).

No tocante à água potável e saneamento, a Agenda 2030 descreve no ODS 6, que a água é uma questão central do desenvolvimento sustentável, contemplando oito metas e 10 indicadores. Neste sentido, o ODS 6 de forma integrada permite avaliar o cenário de cada país quanto à disponibilidade de recursos hídricos, demandas e usos da água, ações de conservação dos ecossistemas aquáticos, redução de desperdícios e acesso ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e tratamento dos esgotos (PNUD, 2015; PNUD, 2016).

No Brasil, a regulamentação da gestão dos recursos hídricos e do saneamento foi inicialmente institucionalizada pelo Decreto Federal nº 24.643/1934, que trata do Código de Águas. Dentre outros instrumentos relacionados ao tema, merecem destaque os dispositivos incorporados na Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, a Política Nacional de Recursos Hídricos e de Resíduos Sólidos e a atualização do Marco Legal do Saneamento Básico. Assim, a Lei nº 9.984/2000 instituiu a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) que, atualmente, disponibiliza *online* o “Painel ODS 6 - Água Limpa e Saneamento”, onde é apresentado o monitoramento de todas as metas e indicadores do ODS 6. Em consonância com o painel, a ANA concluiu que, de modo geral, os resultados obtidos apresentaram evolução positiva no período histórico adotado em cada um dos indicadores. Com relação a melhoria da qualidade da água, enfatiza-se que, em 2015, a proporção de corpos hídricos com boa qualidade da água alcançou o nível de 69,1% no país e na Região Hidrográfica do Parnaíba, que engloba o rio Poti, atingiu 68,2%. Ressalte-se que em 2016, o Brasil reduziu pela metade o lançamento de efluentes *in natura* nos corpos hídricos (ANA, 2019).

É importante ressaltar que o crescimento acelerado e desordenado das cidades brasileiras tem provocado grandes transtornos ao meio ambiente. Em Teresina, localizada na região Nordeste do Brasil, a poluição e a degradação hídrica são plenamente percebidas ao se observar trechos urbanos do rio Poti, desde 2003, principalmente, no período seco do ano, a ocorrência de eutrofização e surgimento de proliferações de fitoplâncton, algas, cianobactérias

e plantas aquáticas, sobretudo da espécie flutuante *Eichhornia crassipes*, conhecida popularmente por aguapé ou jacinto d'água (BRASIL, 2007; COSTA, 2014; SANTOS, 2017).

Vale ressaltar os seguintes impactos ambientais, sociais e econômicos oriundos da eutrofização e das citadas proliferações no rio Poti, relatados em várias reportagens nos meios de comunicação: a) bloqueio da penetração dos raios solares; b) impossibilidade do crescimento de algas responsáveis pela oxigenação da água; c) impacto na biodiversidade aquática e na cadeia alimentar; d) morte da fauna e flora aquática; e) aumento na reprodução de mosquitos; f) afastamento dos pescadores; g) prejuízos à navegação fluvial; h) dificuldade na instalação de dragas para extração mineral; i) sobrecarga nos pilares de sustentação da Ponte Leonel Brizola; j) possibilidade de contaminação da água bruta do rio Parnaíba, que abastece a Estação de Tratamento de Água (ETA-Norte); k) impacto no abastecimento industrial e na irrigação.

Conforme o balanço hídrico qualitativo e quantitativo da ANA, a região apresenta uma criticidade qualitativa que decorre da degradação da qualidade da água, em função do lançamento de efluentes domésticos e práticas inadequadas de deposição de resíduos sólidos, bem como do represamento, redução da vazão, largura e profundidade das águas do rio Poti (LIMA e AUGUSTIN, 2014; ANA, 2015; NUNES *et al.*, 2017b). Por outro lado, a degradação da qualidade das águas provoca a eutrofização que resulta no aumento do crescimento do fitoplâncton, algas, cianobactérias e plantas aquáticas (KHAN e MOHAMMAD, 2014).

A clorofila-a é um pigmento verde fotossintético presente nas plantas, bactérias fotoautotróficas, incluindo o fitoplâncton, sendo conhecida como um dos principais indicadores da qualidade da água, estado biofísico e do nível de eutrofização de um corpo de água (HA *et al.*, 2017; MATTHEWS, 2017; ANSPER e ALIKAS, 2019), além de ser usada na detecção da proliferação de plantas aquáticas (THAMAGA e DUBE, 2018).

Atualmente, para monitorar os fatores que afetam a qualidade da água, vem sendo utilizada uma abordagem eficiente que consiste em integrar dados *in situ* de diversos parâmetros limnológicos com dados radiométricos de sensoriamento remoto orbital (HA *et al.*, 2017; OGASHAWARA *et al.*, 2017; PINARDI *et al.*, 2018). A concentração de clorofila-a pode ser recuperada com sucesso por meio da utilização de algoritmos bio-ópticos, os quais permitem realizar uma modelagem integrada da reflectância da água, derivada da reflectância de topo da atmosfera, após a correção atmosférica de diferentes bandas espectrais (OGASHAWARA *et al.*, 2017; QIN *et al.*, 2017). Nesse ponto de vista, os métodos baseados em satélites constituem uma ferramenta de detecção rápida, frequente, sinóptica e em larga escala, de locais altamente dinâmicos subamostrados e com acesso limitado, que reduz os custos de monitoramento e prevenção da degradação da qualidade da água (IOCCG, 2018; PAGE *et al.*, 2018).

Na gestão ambiental, uma informação correta e atualizada tem importância durante o processo de escolha de um plano de ações, devendo ser disponibilizada de forma adequada, tanto aos tomadores de decisões, quanto à sociedade em geral. Viabilizar o monitoramento da qualidade da água do rio Poti é uma contribuição à conservação do meio ambiente e à gestão sustentável desse recurso hídrico, visto que propiciará a verificação das condições atuais e, possivelmente futuras, dos eventuais impactos ambientais, sociais e econômicos.

Assim, estudos que busquem o correto dimensionamento e manejo da eutrofização e proliferação de plantas aquáticas, amplamente, espalhadas no rio Poti, na cidade de Teresina, constituem importante ação que pode redundar na solução desse problema, que vem persistindo ao longo dos anos. Paralelamente, se torna necessário mobilizar as instituições vinculadas ao meio ambiente, em torno da solução do citado problema.

No contexto do monitoramento da eutrofização e proliferação de plantas aquáticas no rio Poti, constata-se em múltiplos estudos e reportagens o crescimento das áreas atingidas, dos custos de gerenciamento e dos prejuízos provocados pelos citados impactos ambientais, bem como verifica-se a possibilidade de recuperação da concentração de clorofila-a por meio da utilização de sensoriamento remoto. Deste modo, surge o seguinte problema: é possível realizar a detecção e o monitoramento da eutrofização e proliferação de plantas aquáticas no rio Poti, por meio da associação da concentração de clorofila-a e imagens de sensoriamento remoto, com vistas ao aperfeiçoamento do gerenciamento preventivo e/ou corretivo?

O monitoramento por sensoriamento remoto desses impactos ambientais é de grande importância para a mobilização das instituições responsáveis em realizar o devido gerenciamento e controle, pois pode garantir grande salto de qualidade, agilidade, amplitude e redução de custos na prestação de serviços.

Dentre os aspectos que norteiam esta pesquisa, pretendeu-se ao longo do estudo verificar a hipótese de que existe uma associação entre dados de concentração de clorofila-a, obtidos *in situ* e por algoritmos bio-ópticos, que torna possível o uso de imagens dos satélites Sentinel-2 na detecção e monitoramento da eutrofização e proliferação de plantas aquáticas no trecho urbano do rio Poti em Teresina, Piauí, Brasil.

O presente estudo tem como objetivo geral avaliar e monitorar a eutrofização e a proliferação de plantas aquáticas no rio Poti em Teresina, Piauí, Brasil, a partir da integração de dados dos satélites Sentinel-2 e *in situ* de clorofila-a, com a perspectiva de subsidiar o processo de tomada de decisão no tocante ao gerenciamento ambiental preventivo e/ou corretivo desses impactos ambientais.

Neste sentido, teve-se como objetivos específicos: a) associar os diversos aspectos relacionados com a crise ambiental hídrica, expansão urbana desordenada, políticas públicas e práticas de gestão da bacia hidrográfica do rio Poti, especificamente em seu trecho urbano em Teresina, por meio de uma pesquisa documental; b) estudar de forma ampla o processo de concentração de clorofila-a no rio Poti, com o uso de amostras de clorofila-a coletadas no leito do rio, bem como verificar a influência dessa variável na eutrofização e proliferação de plantas aquáticas; c) validar um algoritmo de recuperação da concentração de clorofila-a em dados dos satélites Sentinel-2, apoiado em dados *in situ* de clorofila-a coletados em sete pontos de monitoramento implantados ao longo do rio; d) validar um algoritmo de detecção de plantas aquáticas, no rio Poti, em imagens dos satélites Sentinel-2; e) modelar a variação espaço-temporal do processo de eutrofização e proliferação de plantas aquáticas no rio Poti.

A principal contribuição deste estudo está na validação e disponibilização de subsídios metodológicos para avaliação espaço-temporal do processo de eutrofização e proliferação de plantas aquáticas que possam realizar de forma automatizada o monitoramento do rio Poti, em Teresina, apoiado em dados *in situ* de clorofila-a e dos satélites Sentinel-2.

Este trabalho está estruturado em quatro partes, partindo da introdução, passando pela revisão de literatura e resultados, e chegando até as conclusões finais.

No primeiro capítulo, é realizado um relato da tese onde são apresentados o tema, justificativa, problemática, hipótese, objetivos geral e específicos, e estrutura.

No segundo capítulo, são tratados de forma concisa os conceitos de desenvolvimento sustentável, recursos hídricos, bacia hidrográfica, gestão legal, implicações da expansão urbana em uma crise ambiental hídrica e o uso do sensoriamento remoto no monitoramento da qualidade da água e ambiental, dando ênfase ao processo de eutrofização e proliferações, especialmente, de plantas aquáticas, que ocorrem no baixo curso do rio Poti, em Teresina, os quais constituem elementos importantes para o entendimento desta pesquisa.

No terceiro capítulo, são apresentados na forma de artigos, os resultados da pesquisa. O primeiro artigo intitulado “*Recuperação e Mapeamento da Concentração de Clorofila-a a Partir de Imagens do Sentinel-2 em um Rio Urbano na Região Semiárida do Brasil*” (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2488>) foi publicado na Revista Ambiente & Água, ISSN:1980-993X. Da mesma forma, o segundo artigo intitulado “*Detecção e Mapeamento da Eutrofização e Plantas Aquáticas em um Rio na Região Nordeste do Brasil Usando Dados Sentinel-2*” será submetido a uma revista na área de Ciências Ambientais.

No quarto e último capítulo, apontamos, nas conclusões finais, uma síntese de todos os resultados e a proposição de soluções para a problemática apresentada.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Desenvolvimento Sustentável e os Recursos Hídricos no Brasil

A Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe (CEPAL) reconhece que o modelo não uniforme de desenvolvimento praticado no mundo compromete os recursos comuns e o bem-estar das gerações atual e futuras, causando perda de dinamismo, instabilidade do sistema econômico, desigualdades e tensões provocadas pela concentração da riqueza e da renda, e o risco de uma grave crise ambiental (CEPAL, 2016).

Ao mesmo tempo, emerge no sistema internacional, um consenso em torno de um outro estilo de desenvolvimento que enfatiza o combate à desigualdade e à destruição do meio ambiente, por meio da nova agenda intitulada “Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável” (CEPAL, 2016). Vale ressaltar que desenvolvimento sustentável é definido como o desenvolvimento que procura satisfazer as necessidades da geração atual, sem comprometer a capacidade das futuras gerações de satisfazerem as suas próprias necessidades (PNUD, 2016).

Neste contexto, a referida agenda de desenvolvimento sustentável aprovada em setembro de 2015, pelos chefes de Estado de Governo e altos representantes da Organização das Nações Unidas (ONU), é definida como um plano de ação que busca fortalecer a paz mundial, erradicar a pobreza e alcançar o desenvolvimento sustentável equilibrado nas dimensões econômica, social e ambiental, por meio de uma ação mundial coordenada entre os governos, as empresas, a academia e a sociedade civil (CEPAL, 2016; PNUD, 2016).

Segundo a CEPAL (2016), os fundamentos da Agenda 2030 seguem os seguintes eixos conceituais: enfoque de direitos; igualdade substantiva e fechamento de brechas; promoção do emprego pleno e produtivo de qualidade; perspectiva de gênero; responsabilidades comuns, mas diferenciadas; progressividade e não regressividade; indivisibilidade e interdependência; participação cidadã; transparência e prestação de contas.

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e suas respectivas metas estimulam a ação em cinco áreas de importância crítica para a humanidade e para o meio ambiente, denominadas “Cinco P’s da Sustentabilidade”, ou seja, as seguintes prioridades para alcançar desenvolvimento sustentável (ONU, 2015):

Pessoas: acabar com a pobreza e a fome, em todas as suas formas e dimensões, e garantir que todos os seres humanos possam realizar o seu potencial em dignidade e igualdade, em um ambiente saudável;

Planeta: proteger o planeta da degradação, sobretudo por meio do consumo e da produção sustentáveis, da gestão sustentável dos seus recursos naturais e tomando

medidas urgentes sobre a mudança climática, para que ele possa suportar as necessidades das gerações presentes e futuras;

Prosperidade: assegurar que todos os seres humanos possam desfrutar de uma vida próspera e de plena realização pessoal, e que o progresso econômico, social e tecnológico ocorra em harmonia com a natureza;

Paz: promover sociedades pacíficas, justas e inclusivas que estão livres do medo e da violência;

Parceria: mobilizar os meios necessários para executar esta Agenda por meio de uma Parceria Global para o Desenvolvimento Sustentável revitalizada, com base num espírito de solidariedade global reforçada, concentrada em especial nas necessidades dos mais pobres e mais vulneráveis e com a participação de todos os países, partes interessadas e pessoas (ONU, 2015, p. 6).

Conforme ONU (2015) e PNUD (2015), a Agenda 2030 da ONU, com 17 ODS e 169 metas correspondentes e integradas, entrou em vigor em 1º de janeiro de 2016 e espera-se que seja cumprida até 31 de dezembro de 2030. Os objetivos de desenvolvimento sustentável, citados a seguir, e as metas são monitoradas por indicadores e os resultados de cada país e sua evolução histórica podem ser comparados, oferecendo um panorama global para o acompanhamento da Agenda pelas Nações Unidas.

- 1. Erradicação da pobreza:** Acabar com a pobreza em todas as suas formas, em todos os lugares;
- 2. Fome zero e agricultura sustentável:** Acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável;
- 3. Saúde e bem-estar:** Assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades;
- 4. Educação de qualidade:** Assegurar a educação inclusiva e equitativa e de qualidade, e promover oportunidades de aprendizagem ao longo da vida para todos;
- 5. Igualdade de gênero:** Alcançar a igualdade de gênero e empoderar todas as mulheres e meninas;
- 6. Água potável e saneamento:** Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos;
- 7. Energia limpa e acessível:** Assegurar o acesso confiável, sustentável, moderno e a preço acessível à energia para todos;
- 8. Trabalho decente e crescimento econômico:** Promover o crescimento econômico sustentado, inclusivo e sustentável, emprego pleno e produtivo e trabalho decente para todos;
- 9. Indústria, inovação e infraestrutura:** Construir infraestruturas resilientes, promover a industrialização inclusiva e sustentável e fomentar a inovação;
- 10. Redução das desigualdades:** Reduzir a desigualdade dentro dos países e entre eles;
- 11. Cidades e comunidades sustentáveis:** Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis;
- 12. Consumo e produção responsáveis:** Assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis;
- 13. Ação contra a mudança global do clima:** Tomar medidas urgentes para combater a mudança do clima e seus impactos;
- 14. Vida na água:** Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável;
- 15. Vida terrestre:** Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade;

16. Paz, justiça e instituições eficazes: Promover sociedades pacíficas e inclusivas para o desenvolvimento sustentável, proporcionar o acesso à justiça para todos e construir instituições eficazes, responsáveis e inclusivas em todos os níveis;

17. Parcerias e meios de implementação: Fortalecer os meios de implementação e revitalizar a parceria global para o desenvolvimento sustentável (ONU, 2015 p. 18; PNUD, 2015, p. 23).

No que diz respeito à água potável e saneamento, a Agenda 2030 descreve no ODS 6 que a água é uma questão central do desenvolvimento sustentável e que os recursos hídricos, e os serviços a eles relacionados, podem promover a redução da pobreza, o desenvolvimento econômico e a sustentabilidade ambiental. Na visão das Nações Unidas, somente com a mudança de comportamento da sociedade, por meio da educação e da ciência, será possível garantir o cumprimento desse objetivo (PNUD, 2015; PNUD, 2016).

O ODS 6 trata de saneamento e recursos hídricos de forma integrada permitindo avaliar o cenário de cada país, quanto à disponibilidade de recursos hídricos, demandas e usos da água para as atividades humanas, ações de conservação dos ecossistemas aquáticos, redução de desperdícios e acesso ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e tratamento dos efluentes. No Quadro 1 são exibidos as oito metas e os respectivos indicadores de monitoramento do ODS 6 (PNUD, 2015; ANA, 2019).

No Brasil, a regulamentação da gestão dos recursos hídricos e do saneamento obteve destaque com a criação do Código de Águas (Decreto nº 24.643/1934), da Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997), da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) e da atualização do Marco Legal do Saneamento Básico (Lei nº 14.026/2020). Segundo Schussel e Nascimento Neto (2015), a legislação vigente buscou estabelecer a integração e complementaridade entre o uso do solo (esfera municipal) e a gestão dos recursos hídricos (esferas federal e estadual), bem como promoveu a inclusão da alternativa de gerenciamento e/ou avaliação do uso e ocupação do solo a partir da gestão por bacia hidrográfica.

A Lei nº 9.433/1997 definiu a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), tendo como dois de seus objetivos “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos” e “a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável”. Além disso, constituiu-se como uma das diretrizes gerais de ação para implementação da PNRH a “a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos

aspectos de quantidade e qualidade” tendo como um de seus instrumentos o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos, que é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão. Os dados gerados pelos órgãos integrantes do SINGREH serão incorporados ao Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH).

Quadro 1. Metas e indicadores do ODS 6

METAS	INDICADORES
6.1 Até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos.	6.1.1 Proporção da população que utiliza serviços de água potável geridos de forma segura.
6.2 Até 2030, alcançar o acesso a saneamento e higiene adequados e equitativos para todos, e acabar com a defecação a céu aberto, com especial atenção para as necessidades das mulheres e meninas e daqueles em situação de vulnerabilidade.	6.2.1 Proporção da população que utiliza serviços de esgotamento sanitário geridos de forma segura, incluindo instalações para lavar as mãos com água e sabão.
6.3 Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente.	6.3.1 Proporção de águas residuais tratadas de forma segura. 6.3.2 Proporção de corpos hídricos com boa qualidade da água.
6.4 Até 2030, aumentar substancialmente a eficiência do uso da água em todos os setores e assegurar retiradas sustentáveis e o abastecimento de água doce para enfrentar a escassez de água, e reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a escassez de água.	6.4.1 Alterações na eficiência do uso da água. 6.4.2 Proporção entre a retirada de água doce e o total dos recursos de água doce disponíveis do País (Nível de Stress Hídrico).
6.5 Até 2030, implementar a gestão integrada dos recursos hídricos em todos os níveis, inclusive via cooperação transfronteiriça, conforme apropriado.	6.5.1 Grau de implementação da gestão integrada de recursos hídricos. 6.5.2 Proporção de bacias hidrográficas e aquíferos transfronteiriços abrangidos por um acordo operacional de cooperação em matéria de recursos hídricos.
6.6 Até 2020, proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água, incluindo montanhas, florestas, zonas úmidas, rios, aquíferos e lagos.	6.6.1 Alteração dos sistemas aquáticos ao longo do tempo.
6.a Até 2030, ampliar a cooperação internacional e o apoio à capacitação para os países em desenvolvimento em atividades e programas relacionados à água e saneamento, incluindo a coleta de água, a dessalinização, a eficiência no uso da água, o tratamento de efluentes, a reciclagem e as tecnologias de reuso.	6.a.1 Montante de ajuda oficial ao desenvolvimento na área da água e saneamento, inserida num plano governamental de despesa.
6.b Apoiar a participação das comunidades locais, para melhorar a gestão da água e do saneamento.	6.b.1 Proporção de unidades administrativas locais com políticas e procedimentos estabelecidos, visando à participação local na gestão da água e saneamento.

Fonte: PNUD (2015) e ANA (2019).

Em complementação, a Lei nº 9.984/2000 cria a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), agência reguladora integrante do SINGREH, com a finalidade de implementar, em sua esfera de atribuições, a PNHR. A ANA tem a missão de garantir a segurança hídrica para o desenvolvimento sustentável do Brasil. Para isso a agência, que segue quatro linhas de ação no que se refere à regulação, monitoramento, aplicação da lei e planejamento, regula o acesso e o uso dos recursos hídricos de domínio da União, acompanha a situação dos recursos hídricos do Brasil, bem como coordena a implementação da PHRH, realizando e dando apoio a programas e projetos, órgãos gestores estaduais e à instalação de comitês e agências de bacias, além de elaborar ou participar de estudos estratégicos em parceria com instituições e órgãos do poder público (ANA, 2020).

A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico tendo em vista as diversas formas de atuação, desenvolvidas em articulação com órgãos e entidades públicas e privadas integrantes do SINGREH, organizou, implantou e gerencia o SNIRH que serve de base para disponibilização das informações sobre águas no Brasil e fonte da publicação de relatórios de acompanhamento sistemático sobre a situação dos recursos hídricos no país e indicadores sobre sua gestão.

Considerando o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6, a ANA disponibiliza o Painel Interativo ODS 6 - Água Limpa e Saneamento (ANA, 2019). O painel digital mostra o acompanhamento de indicadores do desenvolvimento sustentável para o ODS 6, onde estão sistematizadas as informações produzidas sobre todas as oito metas do objetivo, incluindo a série histórica dos resultados, diferentes níveis de desagregação espacial, críticas e sugestões de aprimoramentos metodológicos, comparação do Brasil com outros países e regiões do mundo, bem como seguiu metodologia discutida com agências da ONU e contou com a revisão de diversas instituições parceiras. Na ferramenta, foram avaliados os cenários de disponibilidade dos recursos hídricos, as demandas e usos da água para as atividades humanas, as ações de conservação dos ecossistemas aquáticos, redução de desperdícios e acesso ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e tratamento dos esgotos (ANA, 2019).

Neste sentido, a ANA calculou de forma sistemática os onze indicadores, mostrados na Tabela 1, considerando os recortes territoriais (país, região geográfica, unidade da federação e região hidrográfica) adotados na desagregação dos resultados dos indicadores nacionais. Além desses aspectos, é possível observar na referida tabela a situação em que se encontra o Nordeste, o Piauí e a Região Hidrográfica Parnaíba em relação as metas e indicadores do ODS 6.

Tabela 1. Resultados e a evolução das metas e indicadores do ODS6.

Meta	Indicador	Período	Brasil	Evo.	Nordeste	Evo.	Piauí	Evo.	Parnaíba	Evo.
6.1	6.1.1 (%)	2009-2017	97,2	5,2	92,2	10,6	92,0	21,1		
6.2	6.2.1 (%)	2011-2016	63,5	6,9	56,0	3,0	87,6	16,5		
6.3	6.3.1 (%)	2013-2016	50,0	6,8			63,7	4,8		
	6.3.2 (%)	2010-2015	69,1	6,1					68,2	1,5
6.4	6.4.1 (R\$/m ³)	2010-2015	76,5	1,7						
	6.4.2 (%)	2006-2016	1,6	0,3					5,9	-0,2
6.5	6.5.1 (Pontos)	2010-2016	53,8	9,6						
	6.5.2 (%)	1969-2010	73,0	56,0						
6.6	6.6.1 (%)	2010-2015	10,6	-2,4					23,4	4,4
6.A	ODA (U\$)	2008-2016	105,0	-36,8						
6.B	6.B.1 (%)	2011-2017	10,6	-2,7			31,5	10,9		

Fonte: Adaptado ANA (2019).

De acordo com a ANA (2019), no âmbito do eixo temático abastecimento de água e esgotamento sanitário encontram-se as metas 6.1 e 6.2 do ODS 6, ambas dirigidas à universalização dos serviços de abastecimento de água potável e esgotamento sanitário. Na Tabela 1, a meta 6.1 e seu indicador 6.1.1 descrevem uma evolução de 5,2% na parcela da população que utilizavam serviços de água potável geridos de forma segura no Brasil, enquanto que no Nordeste e no Piauí, apesar de um crescimento inferior a 97,2%, é possível observar alta evolução desse indicador no período de oito anos. Na meta 6.2, que trata da universalização da coleta e tratamento de esgotos, destaca-se uma evolução de 87,6% da população que usam serviços de esgotamento sanitário geridos de forma segura no Piauí, superando em 24,1 pontos percentuais a evolução atingida pelo Brasil.

Para avaliar as condições de um país quanto à qualidade e quantidade da água disponível para os diversos usos, o ODS 6 estabeleceu as metas 6.3 e 6.4 (ANA, 2019). Em 2016, segundo o indicador 6.3.1, a parcela de esgotos tratados no Brasil nas áreas urbanas e rurais atinge o patamar de 50%, reduzindo pela metade o lançamento de efluentes *in natura* nos corpos hídricos. Ainda de acordo com esse indicador, no período de três anos percebe-se que o Piauí mostra uma evolução positiva de 13,7% em relação ao Brasil. O indicador 6.3.2, em 2015, a proporção de corpos hídricos com boa qualidade da água no Brasil alcançou 69,1% e na Região Hidrográfica Parnaíba, que engloba o rio Poti, obteve 68,2%. Nesse indicador a condição “boa” considera os limites da classe 2 dos padrões de qualidade da água de rios e reservatórios definidos na Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Ressalta-se que a referida resolução foi alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011, bem como complementada pela Resolução nº 393, de 2007, do mesmo Conselho. Assim sendo, mostra-se imprescindível a melhoria das

redes de monitoramento das águas superficiais, baseadas nas diretrizes da Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade da Água (RNQA) integrante do SNIRH (ANA, 2019). Em relação à quantidade das águas, os indicadores 6.4.1 e 6.4.2 visam, em síntese, avaliar a eficiência do uso dos recursos hídricos dos seguintes setores usuários (agricultura irrigada, indústria e serviços) e estimar a pressão pelos recursos de água doce renováveis exercida pelo total de demandas do país, para todas as finalidades de usos. Na Tabela 1, em cinco anos, o indicador 6.4.1 retrata o aumento do valor agregado bruto de 1,7 R\$/m³ no Brasil, bem como, em 10 anos, o aumento de 0,3% no nível de stress hídrico do Brasil e uma redução de 0,2% no nível de stress hídrico na Região Hidrográfica Parnaíba.

Considerando o último eixo temático da Tabela 1, que aborda a gestão do saneamento e recursos hídricos, o Brasil obteve no indicador 6.5.1 um *score* final (0 a 100 pontos) de 53,8 pontos, com o ganho de 9,6 pontos em seis anos. No indicador 6.5.2, em 41 anos, o Brasil aumentou para 73% a área coberta por acordos de cooperação internacional. Ressalta-se um aumento no indicador 6.6.1 em 23,4% na Região Hidrográfica Parnaíba. Observando a meta 6A existe um decréscimo total de 36,8 dólares na proporção de recursos provenientes de ODA (*Official Development Assistance*) relacionados a recursos hídricos e saneamento que é incluída em planos de despesa coordenados pelo governo. Finalizando, a porcentagem de unidades administrativas locais de um país que podem contribuir para a gestão da água e do saneamento, mediante a participação local, constante no indicador 6.B.1, atingiu 10,6% e 31,5%, no Brasil e no Piauí, respectivamente.

A ANA (2019), com base nos resultados e considerando que as dimensões continentais e grandes diferenças inter-regionais do Brasil são os maiores obstáculos a serem superados para cumprir as metas do ODS 6, concluiu que, de modo geral, os resultados obtidos para o Brasil apresentaram evolução positiva no período histórico adotado em cada um deles, com queda do primeiro para o último ano da série verificada apenas no monitoramento das alterações dos ecossistemas aquáticos, mas de pequena magnitude. Porém, salienta-se que, devido às diferenças climáticas que caracterizam as 12 regiões hidrográficas brasileiras, à distribuição desigual da população e das atividades econômicas no imenso território nacional, aos distintos padrões de uso e ocupação do solo e variados perfis institucionais das entidades que têm atribuição para a gestão dos recursos hídricos e do saneamento, nem sempre os indicadores do ODS 6, quando sintetizados em um único número, são capazes de representar fielmente a realidade brasileira.

2.2 Bacia Hidrográfica do Rio Poti: Gestão Legal e Caracterização do Rio Poti em Teresina

No âmbito do estado do Piauí, o modelo de gestão das águas, baseado nos princípios da descentralização e da participação, foi implantado pela Lei nº 5.165/2000, que estabelece os fundamentos, objetivos, diretrizes gerais e instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos, assim como cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos com os respectivos objetivos, estrutura e competências. A referida lei, também, trata das organizações civis de recursos hídricos e da participação dos municípios na gestão de recursos hídricos. Integram o Sistema Estadual de Gerenciamento dos Recursos Hídricos: Conselho Estadual de Recursos Hídricos (Decreto nº 10.880/2002); Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (Lei nº 4.797/1995); Comitês de Bacia Hidrográfica (Resolução CERH nº 005/2009); Órgãos dos poderes públicos estadual e municipais cujas competências se relacionam com a gestão de recursos hídricos; as Agências de Água; e órgãos de apoio aos comitês de bacia hidrográfica.

A Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMAR-PI), criada pela Lei nº 4.797/1995, é o órgão responsável pela gestão dos recursos hídricos e uso sustentável do meio ambiente. A gestão sobre os recursos hídricos no Piauí é feita por meio dos seguintes instrumentos: outorga de uso das águas; controle e monitoramento da qualidade da água; monitoramento, manutenção e ampliação da rede hidrometeorológica e registro dos dados climáticos; avaliação das disponibilidades das águas reservadas nos grandes açudes; fortalecimento do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

No município de Teresina, foi sancionada a Lei Complementar nº 5.481/2019, que dispõe sobre o Plano Diretor de Teresina, denominado Plano Diretor de Ordenamento Territorial (PDOT), com o objetivo geral de orientar a Política de Desenvolvimento Territorial do Município, sendo instrumento básico da política de desenvolvimento e ordenamento territorial, definindo as diretrizes para os planos setoriais, os instrumentos e normas urbanísticas para sua implantação e para a gestão territorial, sendo um instrumento básico da política de desenvolvimento e expansão urbana, definindo as exigências fundamentais de ordenação urbana e, por consequência, a função social da propriedade urbana de Teresina.

No tocante às legislações ambientais que tratam da preservação das áreas no entorno do rio Poti, a Lei nº 12.651/2012 considera as faixas marginais de largura mínima de 100 m da borda da calha do rio, nas zonas urbanas ou rurais de Teresina, como sendo Área de Preservação Permanente (APP), entendida como “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a

biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”. Entretanto, a legislação urbana que trata da preservação e valorização do rio Poti em Teresina, conforme a Lei Complementar nº 5.481/2019, considera a APP como sendo uma faixa de largura mínima de 100 metros da borda da calha do rio, salvo áreas já ocupadas por utilidade pública, interesse social ou de baixo impacto ambiental, caso em que a faixa da APP tem a largura da área ainda não ocupada, devendo permanecer como faixas não-edificáveis (TERESINA, 2019b). Vale ressaltar que para fins de uso e ocupação do solo, em atendimento à legislação de drenagem municipal o Art. 113 equipara as seguintes faixas marginais a APP:

- I** - A faixa marginal dos cursos d’água efêmeros com largura mínima total de 30m (trinta metros), sendo 15m (quinze metros) para cada lado, cuja linha média coincida com o eixo do talvegue identificado por meio de levantamento topográfico, com área de contribuição superior a 60 (sessenta) hectares;
- II** - A faixa marginal mínima de 10m (dez metros), medida a partir da superfície livre, observada quando do funcionamento do vertedor de emergência em sua condição de projeto, dos reservatórios artificiais de retenção projetados para manutenção da lâmina d’água durante todo o ano (TERESINA, 2019b, p. 17).

Ainda considerando o PDOT, na área de estudo desta pesquisa, existem as Zonas Especiais de Uso Sustentável (ZEUS), que compreendem áreas com declividade acentuada, áreas verdes urbanas estruturadas e áreas de manejo sustentável, cuja especificação consta nos seguintes artigos:

Art. 108. As áreas com declividade acentuada são aquelas que não se enquadram como APP pela legislação federal, mas que, devido a sua topografia, exigem projeto adequado e regras de ocupação do solo específicas, que evitem as situações de risco e que mantenham as condições topográficas originais.

Art. 109. As áreas verdes urbanas estruturadas são espaços públicos ou privados, com predomínio de vegetação - nativa, natural ou recuperada - destinados, preferencialmente aos propósitos de recreação, lazer, melhoria da qualidade ambiental urbana, proteção dos recursos hídricos, manutenção ou melhoria paisagística, proteção de bens e manifestações culturais.

Art. 111. As áreas de manejo sustentável são áreas cuja localização e/ou característica ambiental apresentam relevante importância para o sistema de drenagem e, por sua pedologia, topografia e/ou proximidade aos cursos d’água, podem ser inundáveis, devendo ter seu uso e ocupação avaliados sob a ótica de manejo sustentável de forma que não interfira no ecossistema original, com a manutenção comprovada da fauna e flora local, as quais precisam ser mantidas (TERESINA, 2019b, p. 17).

A gestão integrada e participativa das águas da bacia hidrográfica do rio Poti é o caminho mais curto para atingir a consolidação das referidas políticas adotadas pelo poder público (federal, estadual e municipal) e a sociedade civil organizada. Vale ressaltar que o

principal foco desta pesquisa, o monitoramento da qualidade da água, é tema constante em toda a legislação abordada.

Do ponto de vista da crise ambiental no rio Poti, devido à proliferação de fitoplâncton, algas, cianobactérias e plantas aquáticas, soluções devem ser elaboradas pelos atores envolvidos com a temática da gestão dos recursos hídricos, uma vez que existem ferramentas legais adequadas à resolução deste problema. Entende-se que a legislação não deve ser homogeneizadora do meio ambiente e que cada lugar deve ser analisado no seu contexto ambiental, urbano e socioeconômico. Desta forma, a partir da análise desta problemática será possível sugerir determinadas alternativas para a melhoria da qualidade da água do rio Poti. Vale ressaltar que no tocante ao gerenciamento da eutrofização e proliferação de aguapés, a Prefeitura de Teresina vem concretizando altos investimentos, pois realizou nos anos de 2016 a 2018 a retirada dos aguapés utilizando métodos de remoção mecânica, a fim de evitar a obstrução do leito do rio Poti, bem como no final do ano de 2019, novamente solicitou a remoção de plantas aquáticas e ações de educação ambiental, devido a uma grande proliferação ocorrida no período seco do referido ano, além de recomendar a fiscalização das cem maiores unidades consumidoras de água da capital, a fim de verificar os imóveis com irregularidades de dispensação de esgoto (TERESINA, 2017; CIDADE VERDE, 2019; TERESINA, 2019a).

Com relação a caracterização da área de estudo, exibida na Figura 1, salienta-se que a mesma corresponde ao trecho urbano de 36,8 km ao longo do rio Poti, entre o bairro Usina Santana (E 756.845,3 m, N 9.428.075,9 m, UTM/SIRGAS2000/F23S) e o Parque Ambiental Encontro dos Rios (E 739.611,9 m, N 9.443.008,7 m, UTM/SIRGAS2000/F23S), localizado no município de Teresina, que é a maior cidade e a capital do estado do Piauí, Brasil. Este trecho foi escolhido devido à localização, detalhada na Tabela 2, dos pontos amostrais de monitoramento da qualidade da água realizadas a partir de análises laboratoriais, nos anos de 2016 e 2017, pelo Laboratório de Saneamento, do Departamento de Recursos Hídricos Geotecnia e Saneamento Ambiental, do Centro de Tecnologia, da Universidade Federal do Piauí. Os pontos de coleta, conforme Figura 2, se situam em locais de fácil acesso, sobretudo por pontes, bem como em regiões com pouca intervenção urbana ou mais urbanizadas do rio Poti em Teresina. É importante destacar que a área escolhida se transforma num ambiente lântico, no período seco do ano, diferente da condição lótica do período chuvoso.

A bacia hidrográfica do rio Poti, com área total em torno de 52.270 km², encontra-se inserida na bacia hidrográfica do rio Parnaíba, representando cerca de 21% da referida bacia. O rio Poti, um rio Federal com extensão total aproximada de 550 Km, é um dos maiores afluentes do rio Parnaíba e principal eixo da drenagem piauiense. Nasce no Estado do Ceará, onde se

encontram as principais nascentes, e deposita suas águas no rio Parnaíba, em Teresina, na porção centro-norte do Piauí, ou seja, a seção fluvial do baixo curso do Poti. Apresenta regime intermitente, de natureza torrencial, com vazão média anual de 121,0 m³/s, sendo que na sua foz, no trimestre mais seco, a vazão é na ordem de 1,3 m³/s. O trecho perene estudado possui área aproximada de 3,7 km² e largura média de 100 m no período de chuva e, no período de estiagem, pode se reduzir a poucos metros de largura e poucos centímetros de profundidade em alguns locais (LIMA, 1982; MENDES-CÂMARA, 2011; LIMA e ALBUQUERQUE 2020).

Figura 1. Mapa da área de estudo: A) localização da área de estudo no contexto dos biomas do Brasil (MMA, 2017); B) localização de Teresina no Estado do Piauí; C) localização dos pontos no rio Poti em Teresina, com os limites da microbacia do rio Poti no município (ANA, 2017) e altimetria obtida do modelo digital de elevação SRTM (USGS, 2019).

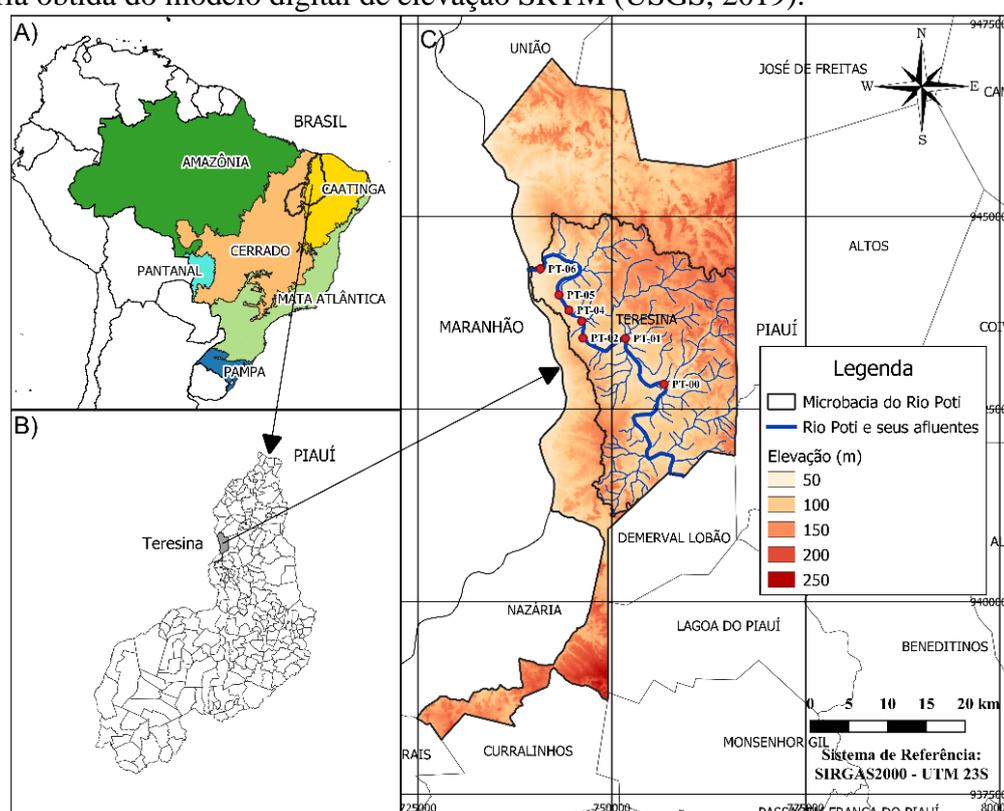


Tabela 2. Coordenadas dos pontos de monitoramento (UTM/SIRGAS2000/F23S).

Ponto de Coleta	Local	E (m)	N (m)	H (m)
PT-00	Bairro Usina Santana	756.831,7	9.428.059,1	59,0
PT-01	Balneário Curva São Paulo	751.550,4	9.434.438,5	56,0
PT-02	Ponte Tancredo Neves	746.315,8	9.434.194,5	55,0
PT-03	Ponte Wall Ferraz	746.100,9	9.436.427,9	54,0
PT-04	Ponte Juscelino Kubitschek	744.500,6	9.437.765,9	54,0
PT-05	Ponte Ministro Petrônio Portella	743.156,5	9.439.843,9	54,0
PT-06	Ponte Antônio Mariano Castelo Branco	740.763,1	9.443.231,7	52,0

Figura 2. Vista panorâmica dos pontos na área de estudo em 15 de agosto de 2019.



Conforme o balanço hídrico qualitativo e quantitativo da ANA (2015), a microbacia do rio Poti na região de Teresina apresenta uma criticidade qualitativa que decorre da degradação da qualidade da água, em função do lançamento de efluentes domésticos e práticas inadequadas de deposição de resíduos sólidos. Outro agravante para a deterioração da qualidade da água é o represamento das águas do rio Poti devido a diversos fatores como: o regime intermitente e torrencial em determinados trechos, a redução da vazão, largura e profundidade, os quais favorecem a formação de barreiras naturais, como curvas meândricas, afloramentos rochosos, depósitos aluviais de seixos e areias e ilhas fluviais, e mudanças no canal fluvial (LIMA e AUGUSTIN, 2014; ANA, 2015; NUNES *et al.*, 2017b). Nessa perspectiva, barreiras naturais e artificiais, além do uso do solo, são os determinantes estruturais mais importantes para a modificação das características limnológicas de uma bacia hidrográfica, pois criam um macrossistema de mosaicos lênticos, muito diferente da condição lótica original, favorável aos processos de eutrofização (DEBASTIANI JÚNIOR *et al.*, 2016).

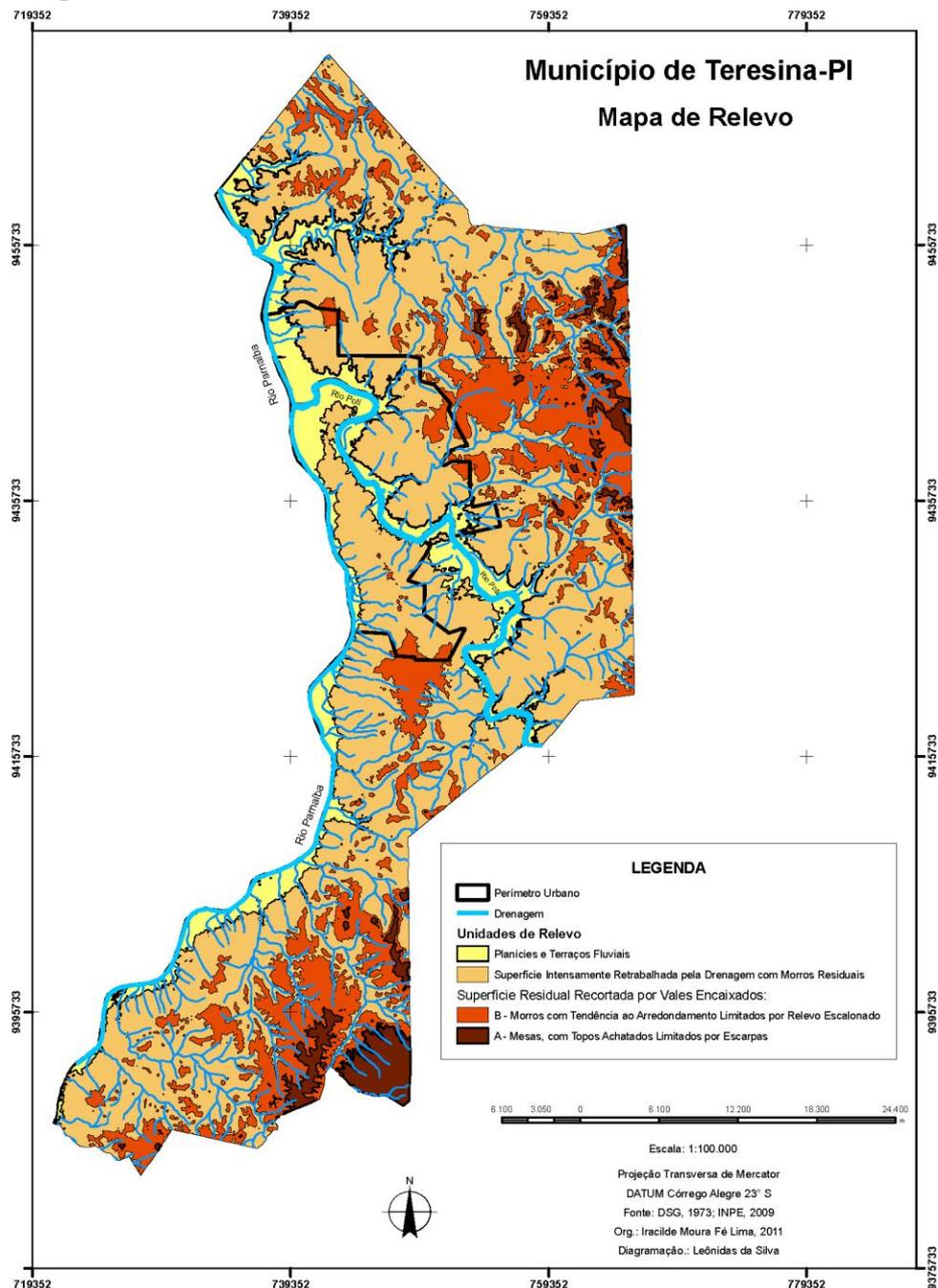
A região se encontra na zona de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga, cuja vegetação natural, predominantemente, é de florestas mistas que estão sendo substituídas por áreas de agricultura e vegetação degradada (ESPINDOLA *et al.*, 2017). Na mata ciliar, ocorre grande variedade de espécies, como as palmeiras de babaçu, buriti e carnaúba, angico branco e preto, caneleiro, embaúba, pau d'arco, jatobá, juazeiro, entre outras (VIEIRA, 2008).

O clima da região é caracterizado como tropical zona equatorial, quente, semiárido, com estação seca de julho a novembro e chuvosa de janeiro a abril (IBGE, 2015). De acordo com a Normal Climatológica do Brasil 1981-2010 (INMET, 2018), Teresina possui médias anuais de temperatura, pressão atmosférica, evapotranspiração, nebulosidade, umidade relativa do ar e intensidade do vento, em torno de 27,4°C, 1.010,9 hPa, 194,2 mm, 0,6 décimos, 72,5%, 1,7 m/s, respectivamente, bem como, precipitação acumulada anual de 1.325,0 mm, insolação total anual de 2.873,8 horas e evaporação total anual 1.587,6 mm.

No mapeamento geomorfológico do município de Teresina, elaborado por Lima (2011), predominam na área de estudo duas unidades de relevo (Figura 3): Planícies e terraços fluviais; e Superfícies intensamente retrabalhadas pela drenagem com morros residuais. Vale ressaltar que as planícies e terraços fluviais compreendem as feições de acumulação por processos fluviais relacionadas à formação Piauí, apresentando variações de altitude entre 50 m e 70 m. Essa unidade é ligeiramente associada ao canal principal do rio Poti e caracteriza-se por ser uma área naturalmente inundável, onde predominam solos do tipo neossolos flúvicos eutróficos (Lima 2013; NUNES *et al.*, 2017b).

As tendências de urbanização da cidade mostram que a expansão urbana tem sido maior que o crescimento populacional, causando problemas relacionados à ocupação de regiões de inundação na confluência dos rios Parnaíba e Poti, tamponamento e canalização de afluentes do rio Poti, contaminação dos próprios rios, aumento do tráfego, aumento da poluição do ar, falta de moradia adequada e infraestrutura geral nas áreas periféricas (ESPINDOLA *et al.*, 2017; NUNES *et al.*, 2017b).

Figura 3. Mapa do relevo em Teresina.



Fonte: Lima (2020), disponível em: <https://iracildefelima.webnode.com/mapas/>.

No que diz respeito ao saneamento básico, Teresina, em 2010, apresentou 61,6% de domicílios com esgotamento sanitário adequado do tipo rede geral e fossa séptica (IBGE, 2017). Atualmente, considerando os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) referentes ao fornecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, investimentos e perdas no faturamento e distribuição da água, o Instituto Trata Brasil (2020) demonstra que a cidade de Teresina está na posição 90º no *Ranking* do Saneamento referente ao ano de 2018, para as cem maiores cidades brasileiras em termos de habitantes, possuindo Nota Total (máxima de 10) de 3,1 pontos. Destaca-se que o município variou de forma negativa cinco posições entre o *Ranking* 2020 (SNIS 2018) e 2019 (SNIS 2017), onde ocupava a 85º posição.

2.3 Expansão Urbana de Teresina e Seus Efeitos na Crise Ambiental no Rio Poti

A busca constante pelo crescimento econômico leva a sociedade a se deparar com os próprios riscos gerados, principalmente, os ambientais, em que de certa forma os efeitos negativos no meio ambiente são ignorados ou anunciados de forma atenuada.

Os problemas ambientais crescem e colocam em risco a existência das espécies, pois o progresso não leva em consideração as limitações do ambiente. Estes problemas, mesmo que comprovados, parecem não despertar interesse, surgindo a necessidade de mobilização da sociedade para reverter o cenário de destruição do planeta (GUERRA, 2013). A problemática ambiental mostra-se desafiadora em uma sociedade cujos interesses coletivos são substituídos pelos individuais. Logo, deve-se buscar a responsabilidade política entre os governantes locais e os diversos setores da sociedade, de modo que se possam obter práticas que apontem para um ambiente urbano saudável, democrático e solidário (KANASHIRO; CASTELNOU, 2004).

A expansão urbana é uma importante fonte de estresse para os corpos d'água, sendo que este fenômeno pode ser verificado nas relações entre a intensidade da mudança do uso da terra, e as alterações na característica da água, avaliadas por meio dos indicadores de qualidade (ZHAO *et al.* 2015). Considerando estas duas relações, Furlan *et al.* (2016), ao avaliarem como o uso e a cobertura da terra influenciam os parâmetros de qualidade da água, estimaram que o gerenciamento correto do ambiente terrestre reflete positivamente sobre o ecossistema aquático, sobretudo com ações de conservação da vegetação, incentivo a outros tipos de usos do solo e a participação das pessoas como agente transformador.

As características locais, nível de urbanização, desenvolvimento industrial, gerenciamento ambiental e a composição do uso do solo, podem ser atribuídos às diferentes respostas das mudanças na qualidade da água (ZHAO *et al.* 2015). Neste entendimento, Xu *et al.* (2016), ao examinarem a influência dos padrões dos ecossistemas, indústrias, atividades

humanas, incluindo a produção industrial e agrícola, sobre a qualidade da água do rio, elencaram que os principais fatores que influenciam os atributos da água são a poluição agrícola não-pontual, a destruição da vegetação da zona ribeirinha e a poluição industrial pontual.

Particularidades topográficas, dados climáticas e de uso e cobertura da terra foram associados com a qualidade da água, em que Liu *et al.* (2017), ao confrontarem esses dados perceberam que o padrão de uso da terra é um reflexo eficaz das atividades antrópicas, sendo o principal responsável pela deterioração da qualidade da água. Os resultados destacaram a escala espacial e a dependência sazonal dos impactos do uso da terra na qualidade da água, pois a influência das categorias de uso da terra em parâmetros específicos de qualidade da água foi múltipla e variada com as escalas espaciais e as estações do ano.

Considerando as características da área de estudo, Costa (2010) relata que a expansão da ocupação e uso do solo em Teresina tem sido desordenada e inadequada, configurando um contexto de grande vulnerabilidade socioambiental, provavelmente ocasionado por fatores muito complexos e, acima de tudo, os relativos à ineficácia do planejamento, da fiscalização, do acompanhamento e do controle pelos órgãos públicos.

Ressalta-se que Teresina cresceu e se desenvolveu às margens dos rios federais Parnaíba e Poti, em áreas ribeirinhas caracterizadas como sendo de preservação permanente, que devem ter seu uso controlado por órgãos fiscalizadores nas esferas públicas federal, estadual e municipal, sendo que essas áreas são protegidas desde a criação da Lei nº 4.771/1965, que instituiu o Código Florestal Brasileiro.

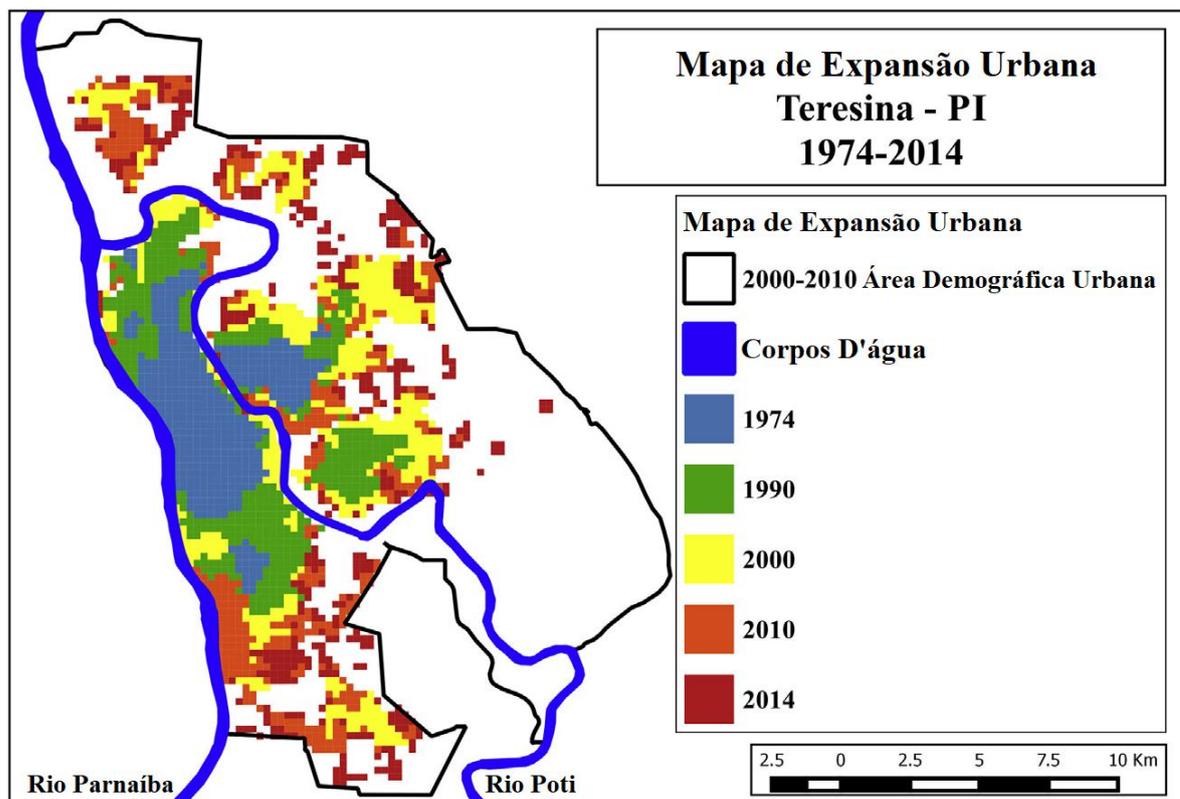
Lima *et al.* (2019) observaram que, em Teresina, a ampliação da delimitação do perímetro urbano está mais relacionada às ocupações espontâneas e à implantação de conjuntos habitacionais e condomínios fechados, ou seja, à necessidade de terras e moradias, pressionada por questões sociais ou incorporações imobiliárias, do que por critérios técnicos de densidade, condições de suporte do meio ou presença de infraestrutura. Assim, o município de Teresina contribuiu para a ocupação das APPs por não cumprir a legislação que promove o adequado ordenamento territorial, mediante planejamento e controle do uso, parcelamento e ocupação do solo urbano, à medida que emitiu ao longo dos anos alvarás de construção e funcionamento, que respaldaram a ocupação irregular nessas áreas (TERESINA, 2012).

No contexto histórico do espaço urbano e rural teresinense, os vários ciclos municipais de desenvolvimento econômico vão configurar a ocupação da região no entorno dos rios Parnaíba e Poti. Neste processo de intensificada urbanização, particularmente, nos aspectos de uso e ocupação do solo, a região tornou-se palco de conflitos de interesses de diversos agentes

públicos e privados, desde a sua fundação, em 1852, até os tempos atuais (VIEIRA, 2008; COSTA, 2010; LEITE, 2013; MATOS, 2017; NUNES, 2017).

Segundo Espindola *et al.* (2017), nas últimas quatro décadas, Teresina apresentou altos índices de expansão urbana, como pode ser observado na Figura 4. A área urbana total aumentou 51,0% de 1974 a 1990; 35,2% de 1990 a 2000; 23,1% de 2000 a 2010; e 17,6% de 2010 a 2014. Ao mesmo tempo, o crescimento populacional aumentou 56,1% de 1974 a 1990; 17,8% de 1990 a 2000; 11,7% de 2000 a 2010; e 3,1% de 2010 a 2014. Em 2019, Teresina, com 1.391,1 km² de área, registrou uma população total de 864.845 habitantes e uma densidade demográfica de 621,7 hab/km² (IBGE, 2017).

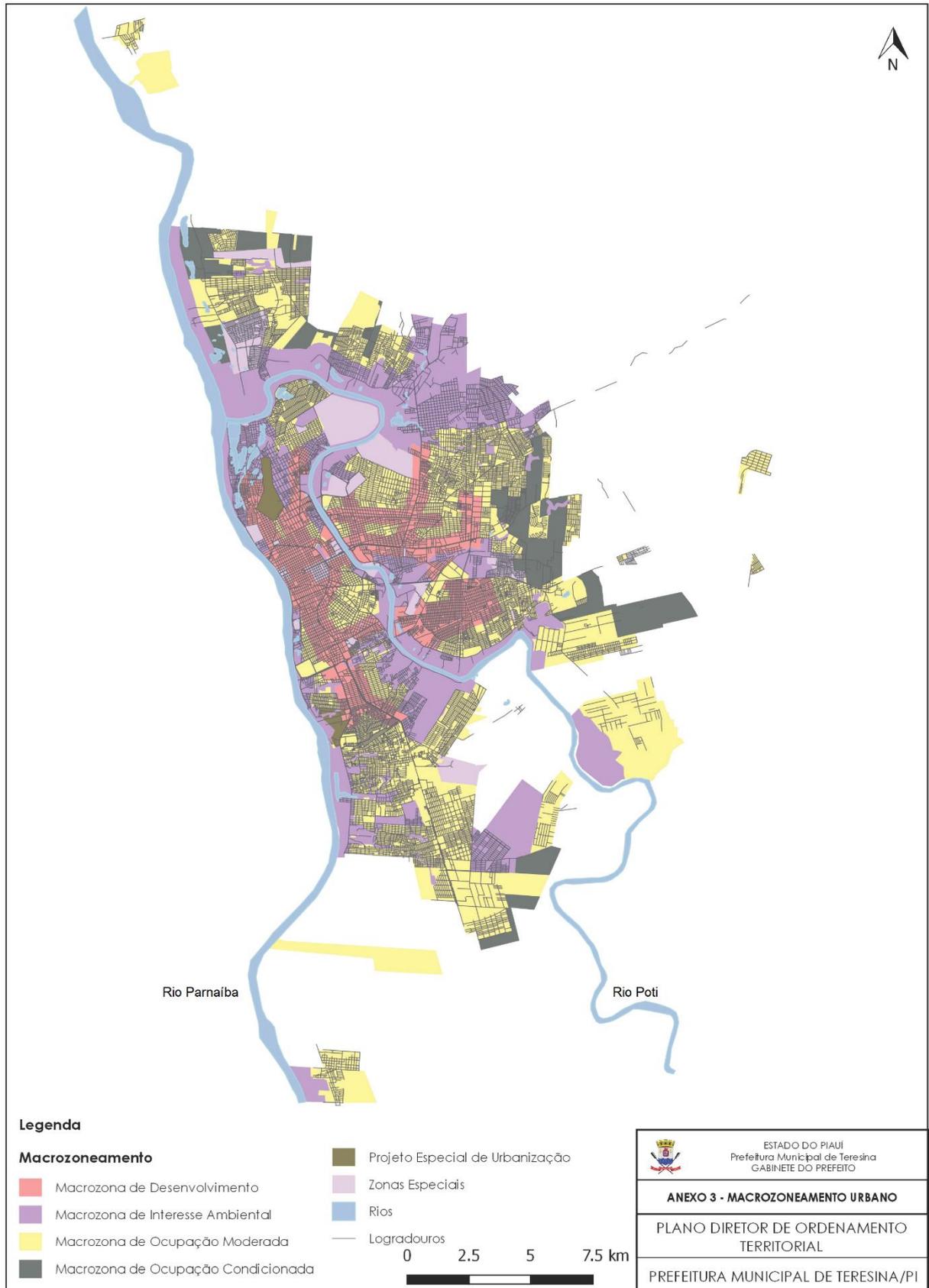
Figura 4. Mapa da distribuição espacial da expansão urbana em Teresina de 1974 a 2014.



Fonte: Adaptado de Espindola *et al.* (2017).

Quanto ao uso e ocupação do solo, atualmente, o Plano Diretor de Ordenamento Territorial de Teresina (PDOT) subdivide o município em quatro Macrozonas (Figura 5): Macrozona de Desenvolvimento; Macrozona de Ocupação Moderada; Macrozona de Interesse Ambiental; Macrozona de Ocupação Condicionada. Os limites estabelecidos para as Macrozonas são dinâmicos e poderão ser ajustados em lei específica, desde que não gere prejuízo à qualidade de vida dos moradores locais (TERESINA, 2019b).

Figura 5. Zoneamento urbano de Teresina conforme o PDOT.



Fonte: Adaptado de Teresina (2019b).

Especificamente, o rio Poti se caracteriza como um rio urbano e detentor de relações históricas e culturais entre Teresina e o referido curso d'água. Esse caráter urbano que lhe é atribuído, associa-se facilmente aos processos de transformação e desfiguração, tanto do rio quanto das comunidades e áreas marginais, seja em características naturais seja pela dimensão social a que estão inseridos (NUNES, 2017). Pode-se afirmar que parte das margens do rio Poti, bem como da sua cobertura vegetal, está ameaçada pela dinâmica social atuante na área, notadamente, no que se refere às suas formas de uso e ocupação do solo que interferem em sua integridade ambiental, como ocorre em diversos trechos degradados ao longo de quase todo o perímetro urbano e rural de Teresina (NUNES *et al.*, 2017a).

A partir dos anos 1990, assistiu-se nas áreas próximas às margens do rio Poti um processo de ocupação viária, comercial e residencial. Neste período, o processo de urbanização em Teresina está fortemente associado ao aumento das camadas pobres da população, às mudanças significativas na paisagem urbana, ao dinamismo da economia, ao aumento da demanda por residências e a expansão da infraestrutura urbana (LEITE, 2013).

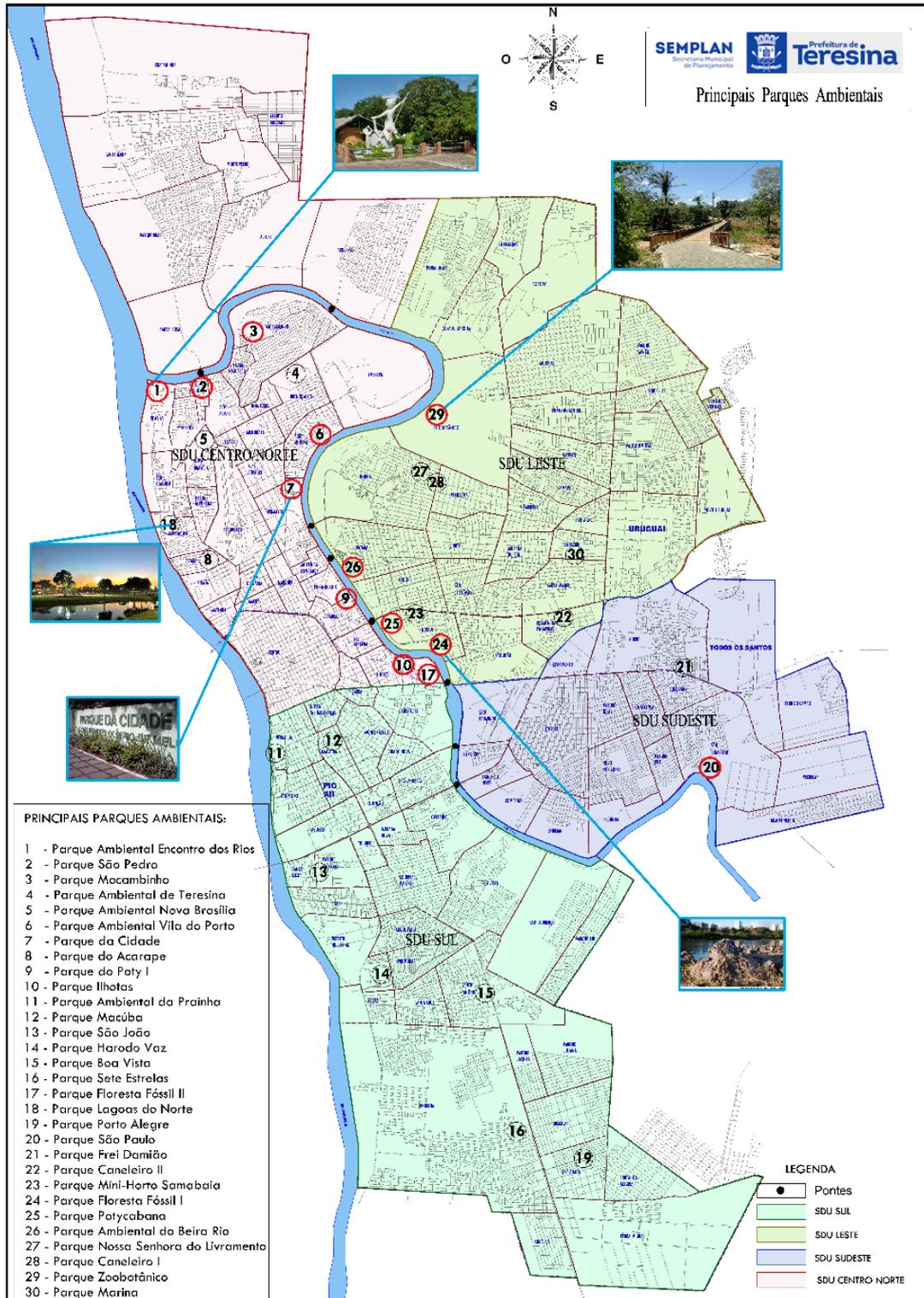
Dentre os investimentos concretizados na região ribeirinha do rio Poti, destacam-se: nove pontes, três grandes vias de tráfego (avenidas e seus prolongamentos); três *Shoppings Centers*; dragas de mineração de areia; e múltiplas edificações comerciais, residenciais e públicas, entre elas edifícios empresariais, loteamentos, condomínios e conjuntos habitacionais, Assembleia Legislativa do Piauí, Câmara Municipal de Teresina, entre outros.

Simultaneamente a esse processo de ocupação, a Prefeitura de Teresina tomou as primeiras iniciativas de caráter ambiental e de preservação das margens de rios, a partir da demarcação das zonas de preservação e do programa parques ambientais (1990), com a intenção de preservar e conservar os rios e evitar inundações, sem degradar suas margens, bem como de contribuir para melhoria da qualidade de vida das pessoas e da preservação da biodiversidade (MATOS, 2017; VIANA e LIMA, 2017). Essa estratégia estava em consonância com a legislação ambiental que considera as margens dos rios como Área de Preservação Permanente ou, recentemente, Zonas Especiais de Uso Sustentável (MATOS, 2017; TERESINA, 2019b). Entretanto, Lima *et al.* (2019) perceberam que a preservação ambiental leva em consideração, em especial, as margens dos rios Parnaíba e Poti, enquanto negligencia córregos e riachos que alimentam esses corpos d'água, que são tratados como galerias de águas pluviais ou de esgoto, ou ainda esquece a contaminação da água e do solo pela falta de tratamento satisfatório dos efluentes, resíduos sólidos e seus rejeitos.

De acordo com a Secretaria de Planejamento da Prefeitura de Teresina (SEMPPLAN) os principais parques ambientais situados às margens do rio Poti são (Figura 6): 1. Encontro

dos Rios; 2. São Pedro; 3. Mocambinho; 6. Vila do Porto; 7. Cidade; 9. Poty I; 10. Ilhotas; 17. Floresta Fóssil II; 20. São Paulo; 24. Floresta Fóssil I; 25. Potycabana; 26. Beira Rio; e 29. Zoobotânico (SEMPPLAN, 2015).

Figura 6. Parque ambientais às margens do rio Poti em Teresina.

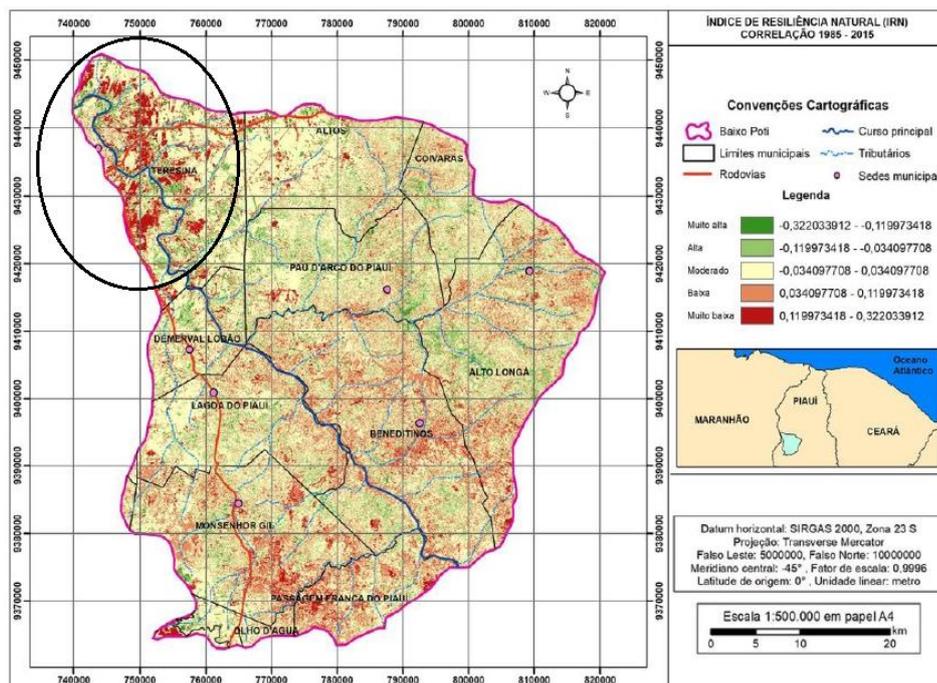


Fonte: Adaptado de SEMPLAM (2015).

Mesmo nos parques ambientais, como o Beira Rio, Potycabana e Floresta Fóssil, que teoricamente deveriam aumentar a preservação da área devido a apreciação da beleza paisagística, os diversos tipos de usos desses espaços associados à falta de segurança, ao despejo público, ausência de integração com a área adjacente e a limitação da visibilidade do rio, acabaram por favorecer a degradação ambiental nesses espaços (NUNES *et al.*, 2017a). Neste sentido, apesar de ter se iniciado um processo de recuperação ou revitalização de alguns parques ambientais, sinais de degradação ainda são recorrentes, já que as medidas tomadas são insuficientes para inibirem ou minimizarem seus desgastes (VIANA e LIMA, 2017).

Diante da degradação ambiental que ocorre no trecho do rio Poti em Teresina, há que se destacar que, recentemente, para compreender a dinâmica natural do ambiente do baixo curso do rio Poti foi elaborado o Índice de Resiliência Natural (IRN), com o cruzamento dos aspectos relativos a declividade média, pedologia, temperatura do solo e índice de vegetação, que possibilitou identificar a resiliência natural a partir das alterações ocorridas na área nos anos de 1985 e 2015 (OLIVEIRA *et al.*, 2020). Ainda, conforme os autores, no caso de Teresina, em destaque na Figura 7, o IRN apresentou-se regressivo, predominantemente muito baixo, semelhante na área semiurbana e rural, com forte diminuição da resiliência no seu núcleo urbano, por sofrer maior pressão pelo desordenamento territorial, por meio do uso e ocupação irregular do solo e exploração dos recursos naturais.

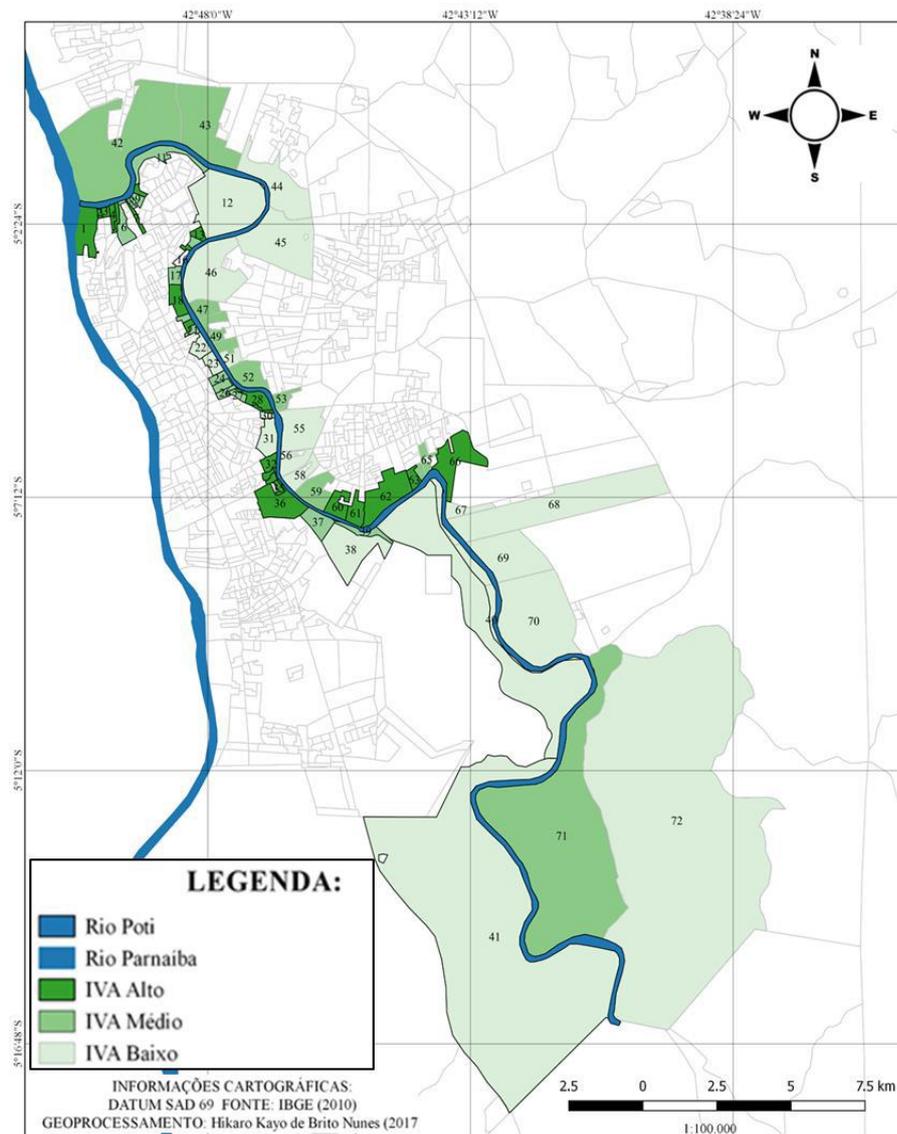
Figura 7. Mapa do Índice de Resiliência Natural (IRN).



Fonte: Adaptado de Oliveira *et al.* (2020).

Acrescenta-se, ainda, ao entendimento da dinâmica local, o estudo realizado por Nunes e Aquino (2018), com a determinação do Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA), baseado nos parâmetros cobertura vegetal, proximidade com corpos hídricos, adensamento populacional/residencial, lixo e esgoto a céu aberto, conservação/respeito à APP, área de mineração, presença de bancos de areia, qualidade da água, inundação, alagamento e movimento de massas. Para a quantificação dos problemas e riscos ambientais, bem como para a compreensão das dinâmicas atuantes no processo de uso, ocupação e cobertura da terra às margens e entorno do rio Poti, além de questões demográficas e de infraestrutura urbana em Teresina, o IVA foi dividido nas classes “Alta”, “Média” e “Baixa”, conforme exibido na Figura 8 (NUNES, 2017; NUNES e AQUINO, 2018).

Figura 8. Mapa do Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA).

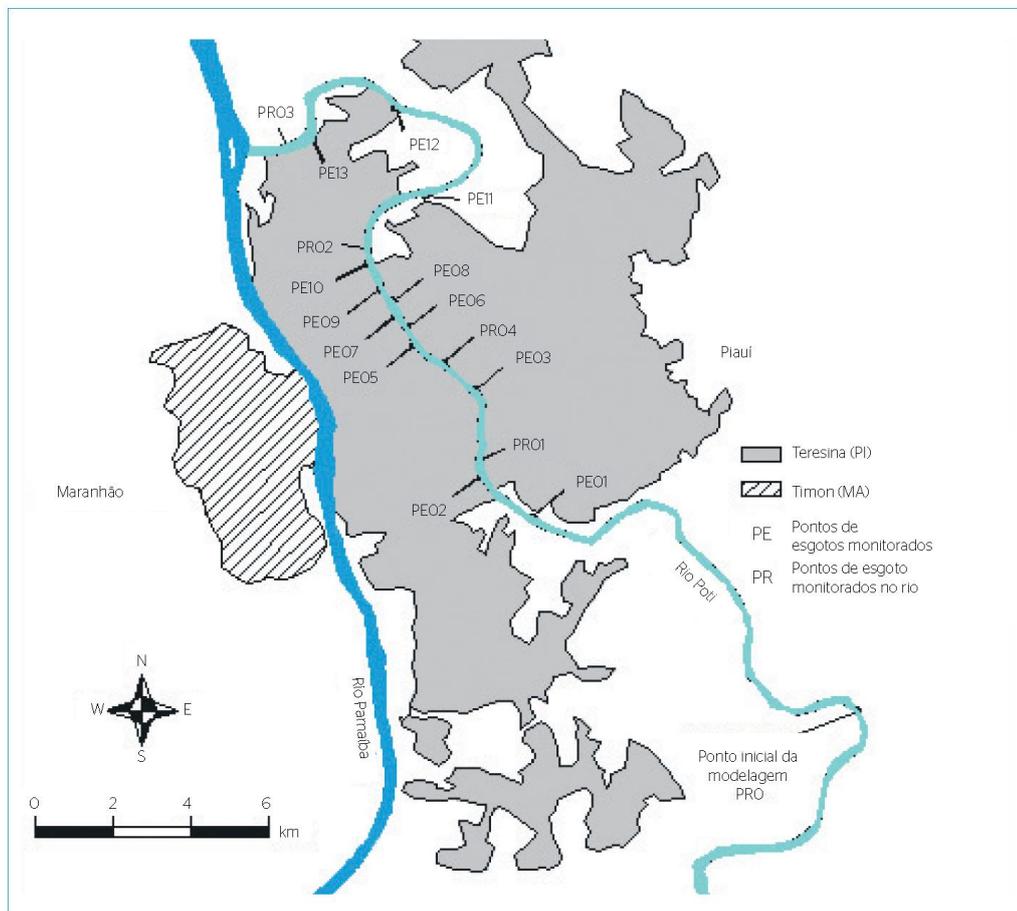


Fonte: Nunes e Aquino (2018).

Diante do exposto, quando comparados os dados da Figura 7 e Figura 8, percebe-se que para a mesma região o Índice de Resiliência Natural e o Índice de Vulnerabilidade Ambiental são índices inversamente proporcionais, ou seja, um IRN “alto” indica um IVA “baixo”. De acordo com Nunes (2017) e Oliveira *et al.* (2020), setores com IVA baixo e IRN alto demonstram uma alta capacidade de resiliência do ambiente, sendo que estes sistemas possuem grande capacidade de estabilidade, equilíbrio e de recuperação, características que garantem maior equilíbrio ambiental.

No tocante ao desequilíbrio ambiental provocado pelo lançamento de efluentes e resíduos sólidos em rios ou na rede de drenagem de águas pluviais, destaca-se o pioneiro estudo de Oliveira Filho e Lima Neto (2018), sobre a modelagem matemática de predição da qualidade da água em um trecho do rio Poti, equivalente ao analisado neste estudo. A simulação do impacto de cargas de efluentes no rio usou a plataforma QUAL-UFMG, dados de vazão do rio e parâmetros físico-químicos e bacteriológicos de 13 pontos de esgotos (galerias pluviais) que deságuam no rio, e mais quatro pontos ao longo do curso d’água, todos expostos na Figura 9.

Figura 9. Trecho avaliado do rio Poti, com destaque para as galerias e pontos monitorados.



Fonte: Oliveira Filho e Lima Neto (2018).

A calibração dos parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes termotolerantes resultou em desvios médios inferiores a 20% e coeficientes de eficiência de Nash-Sutcliffe superiores a 0,75, que habilitaram seu uso, bem como, para baixas vazões inerentes ao semiárido, indicaram desconformidades dos três parâmetros com relação à Classe 2 da Resolução nº 357/2005 CONAMA (OLIVEIRA FILHO e LIMA NETO, 2018). Nesta perspectiva, outros estudos com análises que envolveram múltiplos parâmetros, tais como potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais, nitrogênio, fósforo, temperatura e transparência da água, clorofila e fitoplâncton, também enquadraram o rio Poti, em Teresina, na Classe 2 (MENDES-CÂMARA, 2011; OLIVEIRA e SILVA, 2014).

Ademais, com a expansão urbana, os traços naturais que marcaram a cidade de Teresina na época do seu nascedouro foram sendo alterados. Os terraços fluviais, as áreas de encostas e as planícies lacustres, que não deveriam ser ocupados por representar riscos, foram ocupados, pavimentados ou aterrados. Observa-se em muitas áreas de Teresina que o traçado dos loteamentos e de conjuntos habitacionais foi estabelecido sem levar conta as formas de relevo, sem um plano que incluísse obras de contenção pluvial e áreas de proteção, o que provoca o desencadeamento de processos erosivos, além da degradação da paisagem e altos custos financeiros e sociais, tornando-se regressiva a capacidade de resiliência natural do ambiente perante essas condições (CHAVES, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Neste contexto, a atividade extrativa mineral, o lançamento de efluentes e resíduos sólidos, os desmatamentos, somada a outras intervenções antrópicas na citada área de estudo, geram impactos negativos sobre a qualidade da água que, por sua vez, favorecem a eutrofização e proliferações no rio Poti, principalmente, no período de estiagem (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

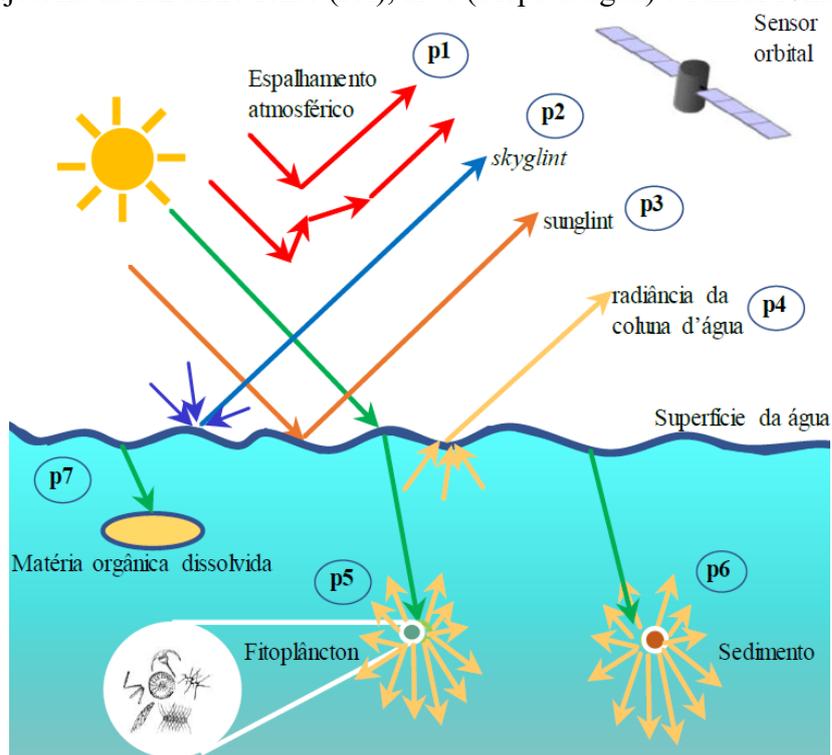
2.4 Sensoriamento Remoto Aplicado ao Monitoramento da Eutrofização e Plantas Aquáticas

As águas interiores são ambientes aquáticos tipicamente confinados dentro dos limites da terra, tal como lagos, reservatórios, rios, lagoas, pântanos, áreas alagadas e zonas costeiras. As massas de água interiores servem como sinalizadores das mudanças no ambiente, como mudanças climáticas e no uso e cobertura da terra (OGASHAWARA *et al.*, 2017). Ainda, conforme os autores, as mudanças ambientais rápidas e descontroladas, como desmatamento, poluição por nutrientes, seca, urbanização e modificações de engenharia nas bacias hidrográficas, geralmente resultam em impactos negativos, incluindo eutrofização acelerada, proliferação de algas tóxicas, turbidez extrema e deterioração de clareza da água, perda de bentos aquáticos e efeitos prejudiciais à saúde humana e animal.

Um dos objetivos do sensoriamento remoto de ambientes aquáticos é obter informações quantitativas das concentrações de substâncias presentes na água, a partir de variações na forma espectral e magnitude do sinal da cor da água, e mapear a variabilidade espacial de alguns parâmetros de qualidade de água (BARBOSA, 2019; IOCCG, 2000).

As variações de cor da água detectadas pelo sensor são determinadas pela concentração e composição das partículas e das substâncias dissolvidas que absorvem e espalham a radiação solar direta e difusa do céu que penetra em ambientes opticamente complexos, como é o caso de águas interiores. A Figura 10 mostra de forma concisa a trajetória percorrida pela luz solar quando esta se propaga e atinge os alvos aquáticos, antes de retornar na direção do sensor orbital, onde são vistos os seguintes processos (BARBOSA, 2019; IOCCG, 2000): espalhamento atmosférico (p1), reflexão especular da luz difusa do céu (p2), reflexão especular da luz solar direta (p3), radiação emergente da coluna d'água (p4), espalhamento e absorção da luz por fitoplâncton (p5), espalhamento da luz por sedimentos (p6) e absorção da luz por matéria orgânica dissolvida (p7). Ainda de acordo com os referidos autores, é possível observar na figura que a teoria de transferência radiativa é a estrutura matemática, que liga as propriedades ópticas inerentes (POIs) e as condições ambientais de um sistema aquático com as grandezas radiométricas do campo de luz e as propriedades ópticas aparentes (POAs) do corpo d'água.

Figura 10. Trajetória da luz entre fonte (sol), alvo (corpo d'água) e sensor remoto orbital.



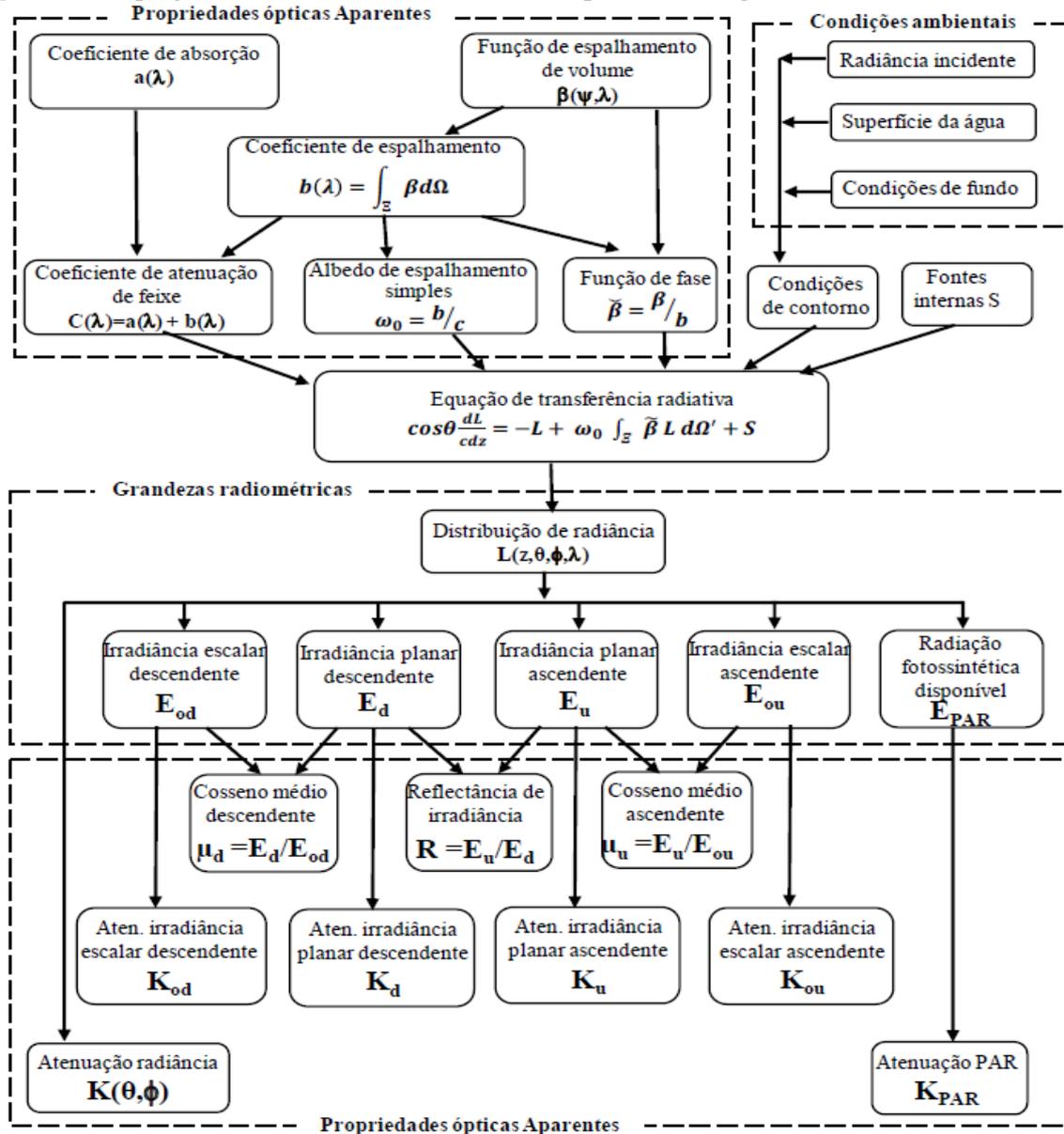
Fonte: Barbosa (2019).

Os modelos bio-ópticos de modelagem dos corpos d'água são baseados em quantidades radiométricas ou POIs e POAs (OGASHAWARA *et al.*, 2017). A principal diferença entre POAs e POIs é que as POAs dependem do meio e também da estrutura direcional do campo de luz incidente, enquanto as POIs dependem exclusivamente da composição e da concentração das substâncias particuladas e dissolvidas presentes na água, além da própria água, não sendo influenciadas pela distribuição angular do campo de luz incidente (MOBLEY, 2001; BARBOSA, 2019). As principais POIs são os coeficientes de absorção e espalhamento da luz, enquanto as principais POAs consistem na radiância, irradiância, reflectância de sensoriamento remoto acima e abaixo da água e os coeficientes de atenuação difusos da luz. As magnitudes destas propriedades dependem do comprimento de onda, que nos estudos bio-ópticos se restringem essencialmente à faixa espectral da luz visível, entre 400 e 700 nm (FERREIRA, 2013; OGASHAWARA *et al.*, 2017).

Os algoritmos bio-ópticos são classificados com diferentes termos, como algoritmos empíricos, semiempíricos, semianalíticos, quase-analíticos ou analíticos, dependendo se o algoritmo vai estimar uma atividade biológica ou uma propriedade óptica, bem como se a ferramenta utilizada for baseada apenas em análises estatísticas, ou em análises estatísticas com um fundo físico, em propriedades físicas ou na inversão da teoria da transferência radiativa, exibida, de forma sinótica, conforme pode se observar na Figura 11. A equação de transferência é a estrutura matemática que liga as POIs e as condições ambientais dos corpos d'água com as grandezas radiométricas do campo de luz e as POAs do corpo d'água (OGASHAWARA, 2015; BARBOSA, 2019).

Os algoritmos empíricos e semiempíricos, normalmente, usam regressões estatísticas entre medições *in situ* de parâmetros limnológicos (atividade biológica) e dados radiométricos de satélite, com o objetivo de determinar as concentrações de constituintes da água. A diferença entre algoritmos empíricos e semiempíricos depende do contexto físico de seu desenvolvimento. Em um algoritmo empírico, a seleção de bandas espectrais é baseada em uma combinação de diferentes bandas espectrais que proporcionarão a melhor correlação entre os dados radiométricos e a atividade biológica (OGASHAWARA *et al.*, 2017). Nos algoritmos empíricos, a combinação de bandas espectrais não segue nenhum fundo físico, portanto, não há qualquer relação entre as POIs para explicar sua seleção. Os algoritmos semiempíricos, ao contrário, normalmente usam bandas espectrais escolhidas de acordo com embasamentos físicos específicos, como absorção e espelhamento, fundamentados no comportamento espectral do alvo, com resultados correlacionados à atividade biológica por meio de uma análise estatística (MOREL, 2001; OGASHAWARA, 2015).

Figura 11. Equação de transferência radiativa da óptica hidrológica.



Fonte: Barbosa (2019).

Modelos bio-ópticos têm sido utilizados para monitorar a qualidade da água interior, estimando, fundamentalmente, as concentrações de clorofila-a ou total de sólidos suspensos, como indicadores do estado trófico, ou de turbidez do corpo d'água, respectivamente. Esses modelos combinados com observações multiplataforma, *in situ*, ar e espaço, podem ser úteis para entender as informações entre o corpo d'água e a paisagem (OGASHAWARA *et al.*, 2017).

Os rios são uma fonte de água doce altamente dinâmica, variando espacial e temporalmente, o que os torna um dos ecossistemas mais complexos. O monitoramento regular desses ecossistemas é cada vez mais necessário para ampliar a compreensão dos processos biogeoquímicos e acompanhar as rápidas mudanças ambientais. Assim sendo, o sensoriamento

remoto fornece uma solução para o monitoramento e mapeamento contínuo e em larga escala desses ambientes (BARRET e FRAZIER, 2016; MARTINS, 2019; PRASAD *et al.*, 2020).

No mundo, a eutrofização tornou-se a principal questão da redução da qualidade da água, pois restringe o uso da água para pesca, recreação, indústria e abastecimento de água potável, podendo representar uma séria ameaça à saúde de animais e seres humanos. A eutrofização é o fenômeno de enriquecimento excessivo de um corpo d'água com fontes naturais ou antropogênicas de nutrientes, especialmente nitrogênio, fósforo e potássio, que resulta na diminuição na diversidade de espécies e no crescimento excessivo do fitoplâncton, floração de algas e plantas aquáticas (KHAN; MOHAMMAD, 2014; BOYD, 2020). Também, é preciso destacar que, em relação à eutrofização, existem outros problemas como: redução da concentração de oxigênio dissolvido, aumento da turbidez, diminuição da penetração da luz e da temperatura, liberação de toxinas para o meio aquático e elevação nos custos de tratamento da água devido à remoção do odor, sabor e cor (FRAGOSO JR *et al.*, 2009).

As mudanças causadas pela eutrofização geralmente são graduais e não são percebidas até que haja uma mudança repentina (ponto de inflexão) para um estado mais eutrófico (BOYD, 2020). As plantas aquáticas ou macrófitas aquáticas, são amplamente usadas como bioindicadoras da qualidade da água de ambientes lênticos e lóticos e servem como instrumento de monitoramento de ambientes aquáticos, além de absorver e acumular poluentes e sedimentos, filtrando a água (ESTEVES, 1998; ANA, 2011). Neste sentido, o crescimento excessivo de plantas aquáticas tem trazido inúmeros problemas e os prejuízos são de tal ordem, que torna imperioso o controle de sua população por meio dos métodos mecânicos (retirada manual ou mecânica), químicos (aplicação de pesticidas ou herbicidas), físicos (uso de dragagem, aplicação de barreiras, sombreamento, alterações no nível d'água e uso de calor) ou biológicos (uso de animais e plantas para limitar o crescimento das plantas), sendo que em muitos casos, é necessário o uso de um ou mais métodos simultaneamente (ESTEVES, 1998; MADSEN, 2000). Os métodos de controle das plantas aquáticas têm tanto atributos positivos como negativos, não sendo livres de algum impacto ambiental. A seleção dos métodos depende de restrições econômicas, ambientais e técnicas e deve ser planejada para cada local (MADSEN, 2000). Assim, torna-se necessário que haja informações prévias das suas características, bem como das condições que restringem a ocorrência e crescimento da proliferação, e manejo da espécie utilizada (ANA, 2011).

A clorofila-a é um pigmento verde fotossintético presente nas plantas, bactérias fotoautotróficas, incluindo o fitoplâncton, sendo conhecida como um dos principais indicadores da qualidade da água, estado biofísico e do nível de eutrofização de um corpo de água (HA *et*

al., 2017; MATTHEWS, 2017; ANSPER e ALIKAS, 2019). Também, se caracteriza com uma medida da produtividade de um rio (PRASAD *et al.*, 2020), além de ser usada na detecção da proliferação de algas (PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019), cianobactérias (PAGE *et al.*, 2018) e plantas aquáticas (THAMAGA E DUBE, 2018). A concentração de clorofila-a pode ser recuperada com sucesso por meio da reflectância da água, derivada da reflectância topo da atmosfera após a correção atmosférica (QIN *et al.*, 2017).

Atualmente, para monitorar os fatores que afetam a qualidade da água, compreender os processos limnológicos e a produtividade de águas interiores, vem sendo utilizada uma abordagem eficiente que consiste em integrar diversos dados *in situ* com dados de sensoriamento remoto (HA *et al.*, 2017; PINARDI *et al.*, 2018). Nesse ponto de vista, os métodos baseados em satélites são uma ótima ferramenta para a rápida detecção e a redução dos custos de monitoramento e prevenção (PAGE *et al.*, 2018). A vantagem do sensoriamento remoto diz respeito à sua capacidade de realizar o monitoramento frequente, sinóptico e em larga escala dos recursos hídricos. Assim, o desenvolvimento de novas técnicas ou o ajuste fino dos modelos ou algoritmos bio-ópticos existentes e métodos para o uso de produtos de sensores remotos são essenciais para o monitoramento preciso dos recursos hídricos interiores e para o isolamento dos estressores naturais e antropogênicos (OGASHAWARA *et al.*, 2017).

Com o objetivo de contribuir, de forma significativa, em diversos estudos sobre temas, como as alterações climáticas, monitoramento terrestre, marinho e atmosférico, gestão de emergências e segurança, Agência Espacial Europeia - ESA (*European Space Agency*) colocou em operação os satélites Sentinel-2 (ESA, 2018). O instrumento multiespectral - MSI (*MultiSpectral Instrument*), do Sentinel-2, A e B, é um sensor óptico passivo com 13 bandas espectrais, conforme especificações da Tabela 3, que vão desde o visível (VNIR) e o infravermelho próximo (NIR) até o infravermelho de ondas curtas (SWIR), dependendo da banda, resolução espacial de 10 m (B02, B03, B04 e B08), 20 m (B05, B06, B7, B08A, B11 e B12) e 60 m (B01, B09 e B10), em um campo orbital de visão instrumental de 20,6°, o que resulta em uma faixa orbital de cerca de 290 km no solo (PINARDI *et al.*, 2018; ESA, 2018). Todas essas características, além de uma alta resolução temporal de cinco dias e uma resolução espectral de 12 bits, fazem do sensor MSI um sensor apropriado para a recuperação de parâmetros biofísicos em águas interiores, em comparação com outras missões de satélite projetadas para essas aplicações, como o Landsat-8/OLI, Sentinel-3/OLCI, Aqua/MODIS (PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019). Vale ressaltar, que a plataforma digital Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>) oferece acesso completo, gratuito e aberto aos produtos Sentinel-2.

Tabela 3. Especificações das bandas dos satélites Sentinel-2A e Sentinel-2B.

Número da banda	Nome da banda	Comprimento de onda central S2-A	Comprimento de onda central S2-B	Finalidades do sensor MSI
B01	Aerosol	442,7 nm	442,2 nm	Detectar aerossol
B02	Azul	492,4 nm	492,1 nm	Discriminar solo e vegetação;
B03	Verde	559,8 nm	559,0 nm	Identificar obras pelo homem
B04	Vermelho	664,6 nm	664,9 nm	Contraste entre a água clara e turva; Detectar óleo
B05	Borda vermelha 1	704,1 nm	703,8 nm	Identificar tipos de vegetação, solos e características urbanas
B06	Borda vermelha 2	740,5 nm	739,1 nm	Classificar vegetação
B07	Borda vermelha 3	782,8 nm	779,7 nm	Classificar vegetação
B08	NIR	832,8 nm	832,9 nm	Mapear linhas costeiras e teor de biomassa; Detectar e analisar vegetação
B08A	Borda vermelha 4	864,7 nm	864,0 nm	Classificar vegetação
B09	Vapor d'água	945,1 nm	943,2 nm	Detectar vapor d'água
B10	Cirrus	1373,5nm	1376,9 nm	Detectar nuvem cirrus
B11	SWIR 1	1613,7 nm	1610,4 nm	Medir umidade do solo e da vegetação; Diferir nuvens
B12	SWIR 2	2202,4 nm	2185,7 nm	Medir umidade do solo e da vegetação; Diferir nuvens

Considerando estudos que envolvem o uso dos satélites Sentinel-2, Toming *et al.* (2016) testaram a adequação dos dados do Sentinel-2, correção atmosférica e dados *in situ* de clorofila-a, cor da água, matéria orgânica colorida dissolvida e carbono orgânico dissolvido, no mapeamento dos referidos parâmetros de qualidade da água em lagos na Estônia, mostrando que os dados MSI têm grande potencial no sensoriamento remoto de águas interiores. Nesse caminho, HA *et al.* (2017) desenvolveram um método para estimar a concentração de clorofila-a em águas tropicais, usando dados *in situ* de clorofila-a, reflectância da água e imagens Sentinel-2 sobre o lago Ba Be, no Vietnã, em que foram gerados mapas, que descreveram, ao longo do tempo, o padrão sazonal e a dinâmica espacial da distribuição de clorofila-a no lago.

Em pesquisas feitas por Pinardi *et al.* (2018), foram utilizados dados Sentinel-2, temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar, velocidade do vento, precipitação e descarga de água, para criar mapas que mostraram, por meio de um gradiente de concentração, uma acentuada variabilidade espacial e temporal interanual do fitoplâncton, em termos de

clorofila-a, e várias comunidades macrófitas, em um lago fluvial raso e eutrófico na Itália. Recentemente, Kuhn *et al.* (2019) identificaram as incertezas no sensoriamento remoto de rios ao comparar produtos padrão de reflectância da superfície terrestre dos satélites Landsat-8 e Sentinel-2, e dados *in situ* de radiometria, na recuperação de clorofila-a e turbidez nos rios Amazonas (Brasil), Columbia (EUA) e Mississippi (EUA).

Os estudos em que foram usadas imagens Sentinel-2 para identificar e mapear a distribuição de clorofila-a concentram-se em um número limitado de algoritmos de proporção de bandas. No caso dos algoritmos bio-ópticos empíricos, os mesmos são baseados na relação estatística entre um índice de cor, ou seja, relação de banda, e um parâmetro de qualidade da água (OGASHAWARA *et al.*, 2017). No entanto, alguns problemas, como a correção atmosférica e a complexidade das propriedades ópticas da água, dificultam o uso de um algoritmo simples e universal para estimar a clorofila-a nos dados de satélites, sendo um desafio adicional ao sensoriamento remoto de água (MOUW, *et al.*, 2015; PALMER, *et al.*, 2015).

Em resumo, os algoritmos bio-ópticos empíricos e semiempíricos comumente utilizados para o mapeamento da clorofila-a com os satélites Sentinel-2 são baseados nas bandas B01, B02, B03, B04, B05, B06, B07, B08 e B08A (MOUW *et al.*, 2015; TOMING *et al.*, 2016; HA *et al.*, 2017). Enquanto, se empregam as bandas B02, B04, B05, B08, B11 e B12 do Sentinel-2 nos algoritmos empíricos e semiempíricos para o mapeamento das plantas aquáticas (THAMAGA; DUBE, 2018; GHOUSSEIN *et al.*, 2019; DERSSEH *et al.*, 2020).

Referências

ANA. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/GuiaNacionalDeColeta.pdf>. Acesso: 05 out. 2017.

ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras**. Brasília, 2015. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/regioeshidrograficas2014.pdf>. Acesso: 05 jun. 2020.

ANA. **ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores**. Brasília: 2019. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/aceso-a-informacao/institucional/publicacoes/ods6>. Acesso: 04 jun. 2020.

ANA. **Sobre a ANA**. Brasília, 2020. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/aceso-a-informacao/institucional>. Acesso: 05 jun. 2020.

ANA. **Indicadores do ODS 6**. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNmRkN2JjMzctMzU2Mi00ODBmLTk3NDgtODFmMWQ4OWViOGUwIiwidCI6ImUwYmI0MDEyLTgxMGItdmY5YS04YjRkLTY2N2ZjZDFiYWY4OCJ9>. Acesso: 01 jun. 2020.

ANSPER, A.; ALIKAS, K. Retrieval of chlorophyll a from Sentinel-2 MSI data for the European Union Water Framework Directive reporting purposes. **Remote Sensing**, v. 11, n. 64, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11010064>

BARBOSA, C. C. F. Princípios físicos do sensoriamento remoto aquático. In: BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V. S. (Eds.). **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações**. 1. ed. São José dos Campos, SP: INPE, 2019. p. 23-54.

BARRET, D. C.; FRAZIER, A. E. Automated method for monitoring water quality using Landsat imagery. **Water**, v. 8, n. 257, 2016. <https://doi.org/10.3390/w8060257>

BOYD, C. E. **Water quality: an introduction**. 3. ed. Auburn: Springer, 2020. 440p.

BRASIL. **Termo de Compromisso de Ajustamento de Conduta da Ação Civil Pública n. 2003.40.00.001796-1, de 06/12/2007, Proposta pelo MPF, MPPI, AGESPISA, Município de Teresina/PI e IBAMA**. Brasil, 2007. Disponível em: <http://www.mpf.mp.br/pi/publicacoes/tac/TAC%20Rios.pdf>. Acesso: 19 out. 2020.

CHAVES, S. V. V. **Vulnerabilidade às inundações em Teresina, Piauí**. 2015. 231p. Tese (Doutor em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2015.

CEPAL - Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe. **Horizontes 2030: a igualdade no centro do desenvolvimento sustentável**. Santiago, 2016. 176p. Disponível em: <http://repositorio.cepal.org/handle/11362/40118>. Acesso: 07 mai. 2017.

CIDADE VERDE. Aguapés rio Poti: semam fiscalizará imóveis que despejam esgoto. **Cidadeverde.com**, Teresina, 07 de novembro de 2019. Disponível em: <https://cidadeverde.com/noticias/311749/aguapes-rio-poti-semam-fiscalizara-imoveis-que-despejam-esgoto>. Acesso: 26 out. 2020.

COSTA, R. S. S. **Riscos socioambientais e ocupação irregular em áreas de enchentes nos bairros: Olarias, Poti Velho, Alto Alegre, São Francisco e Mocaminho - Teresina (PI)**. 2010. 175p. Dissertação (Mestre em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2010.

DEBASTIANI JÚNIOR, J. R.; NALIATO, D. A. O.; PERBICHE-NEVES, G.; NOGUEIRA, M. G. Fluvial lateral environments in Río de La Plata basin: effects of hydropower damming and eutrophication. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 28, e26, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x5516>

DER SSEH, M. G.; TILAHUN, S. A.; WORQLUL, A. W.; MOGES, M. A.; ABEBE, W. B.; MHIRET, D. A.; MELESSE, A. M. Spatial and temporal dynamics of water hyacinth and its linkage with lake-level fluctuation: lake Tana, a sub-humid region of the Ethiopian highlands. **Water**, v. 12, n. 1435, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12051435>

ESA. **Sentinel-2 Products Specification Document**. France: Thales Alenia Space, 2018, 510p. Disponível em: <https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2-Products-Specification-Document>. Acesso: 30 ago. 2018.

ESPINDOLA, G. M.; CARNEIRO, E. L. N. C.; FAÇANHA, A. C. Four decades of urban sprawl and population growth in Teresina, Brazil. **Applied Geography**, v. 79, p. 73-83, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.12.018>

ESTEVEZ, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.

FERREIRA, A. **Propriedades ópticas das florações do fitoplâncton na quebra da plataforma argentina**. 2013. 188p. Tese (Doutor em Oceanografia Biológica) - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2013.

FRAGOSO JR, C. R.; FERREIRA, T. F.; MOTTA MARQUES, D. M. L. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 304p.

FURLAN, A. R.; FILIPINI, R. C.; REIS, J. T. Os diferentes tipos de uso e cobertura da terra e sua influência nos parâmetros de qualidade da água. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 3, p. 1319-1330, 2016. <https://doi.org/10.5902/2179460X22694>

GUERRA, S. Crise ecológica na sociedade de risco. **Revista de Direito da Cidade**. Rio de Janeiro, v. 5, n. 2, p. 77-105, 2013. <http://dx.doi.org/10.12957/rdc.2013.9738>

GHOUSSEIN, Y.; NICOLAS, H.; HAURY, J.; FADEL, A.; PICHELIN, P.; HAMDAN, H. A.; FAOUR, G. Multitemporal remote sensing based on an FVC reference period using Sentinel-2 for monitoring *Eichhornia crassipes* on a Mediterranean river. **Remote Sensing**, v. 11, n. 1856, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11161856>

HA, N. T. T.; THAO, N. T. P.; KOIKE, K.; NHUAN, M. T. Selecting the best band ratio to estimate chlorophyll-a concentration in a tropical freshwater lake using Sentinel 2A images from a case study of lake Ba Be (Northern Vietnam). **International Journal of Geo-Information**, v. 6, n. 290, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijgi6090290>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Clima do Brasil 1:500.000**. Brasil, 2015. Disponível em: http://dados.gov.br/dataset/cren_climadobrasil_5000. Acesso: 14 abr. 2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Brasil / Piauí / Teresina**. Brasil, 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pi/teresina/panorama>. Acesso: 08 fev. 2019.

IOCCG - International Ocean Colour Coordinating Group. **Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex, waters**. SATHYENDRANATH, S. (Ed.), IOCCG Report Series, n. 3. Dartmouth: IOCCG, 2000. 140p. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-95>.

IOCCG - International Ocean Colour Coordinating Group. **Earth observations in support of global water quality monitoring**. GREB, S.; DEKKER, A.; BINDING, C. (Eds.), IOCCG Report Series, n. 17. Dartmouth: IOCCG, 2018. 125p. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-113>.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil. **Normais Climatológicas do Brasil 1981-2010**. Brasília, 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso: 14 abr. 2018.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do saneamento - Instituto Trata Brasil 2020 (SNIS 2018)**. São Paulo: GO Associados, 2020. Disponível em: http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking_2020/Relatorio__Ranking_2020_18.pdf. Acesso: 10 jun. 2020.

KANASHIRO, M.; CASTELNOU, A. M. N. Sociedade de risco, urbanização de risco e estatuto da cidade. **Revista Terra & Cultura: Cadernos de Ensino e Pesquisa**, v. 20, n. 38, p. 138-163, 2004. Disponível em: <http://periodicos.unifil.br/index.php/Revistateste/article/view/1334>

KHAN, M. N.; MOHAMMAD, F. Eutrophication: challenges and solutions. In: ANSARI, A. A.; GILL, S. S. (Eds.). **Eutrophication: Causes, Consequences and Control**. V. 2. Dordrecht: Springer, 2014. p. 1-15. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6>

KUHN, C.; VALERIO, A. M.; WARD, N.; LOKEN, L.; SAWAKUCHI, H. O.; KAMPEL, M.; RICHEY, J.; STADLER, P.; CRAWFORD, J.; STRIEGL, R.; VERMOTE, E.; PAHLEVAN, N.; BUTMAN, D. Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll-a and turbidity. **Remote Sensing of Environment**, v. 224, p. 104-118, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.023>

LEITE, N. B. F. **Expansão urbana e seus efeitos sobre a mobilidade e acessibilidade avaliada com o auxílio dos sistemas de informação geográfica (SIG) em Teresina-PI**. 2013. 162p. Tese (Doutor em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

LIMA, I. M. M. F. **Caracterização geomorfológica da bacia hidrográfica do rio Poti**. 1982. 106p. Dissertação (Mestre em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1982.

LIMA, I. M. M. F. O relevo de Teresina, PI: compartimentação e dinâmica atual. In: Encontro Nacional da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Geografia, 9, 2011, Goiânia. **Anais[...]** Goiânia-GO: ENANPEGE; UFG, 2011.

LIMA, I. M. M. F. **Morfodinâmica e meio ambiente na porção centro-norte do Piauí, Brasil**. 2013. 309p. Tese (Doutor em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

LIMA, I. M. M. F. Bacia hidrográfica do rio Poti: ambientes e paisagens de transição. In: LIMA, I. M. M. F.; ALBUQUERQUE, E. L. S. (Orgs.). **Rio Poti: caminhos de suas águas**. Teresina, PI: EDUFPI, 2020. p. 15-63.

LIMA, I. M. M. F.; AUGUSTIN, C. H. R. R. Bacia hidrográfica do rio Poti: dinâmica e morfologia do canal principal no trecho do baixo curso. Em: X Simpósio Nacional de Geomorfologia. **Anais**[...] Manaus-AM: SINAGEO_UFAM, 2014. v. 1.

LIMA, S. M. S. A.; LOPES, W. G. R.; FAÇANHA, A. C. Desafios do planejamento urbano na expansão das cidades: entre planos e realidade. **Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 11, e20190037, 2019. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20180037>

LIU, J.; ZHANG, X.; WU, B.; PAN, G.; XU, J.; WU, S. Spatial scale and seasonal dependence of land use impacts on riverine water quality in the Huai River basin, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 20995-21010, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9733-7>

MADSEN, J. D. **Advantages and disadvantages of aquatic plant management techniques: Aquatic Plant Control Research Program**. Washington: U.S. Army Corps of Engineers; Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, 2000. 38p. Disponível em: <http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/mpel00-1.pdf>. Acesso: 27 mar. 2017.

MARTINS, V. S. Sistemas orbitais para monitoramento de ambientes aquáticos. In: BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V. S. (Eds.). **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações**. 1. ed. São José dos Campos, SP: INPE, 2019. p. 107-135.

MATOS, K. C. **A cidade ribeirinha: desafios e possibilidades para o planejamento urbano-ambiental dos rios Parnaíba e Poti em Teresina-PI**. 2017. 301p. Tese (Doutor em Arquitetura e Urbanismo) - Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

MATTHEWS, M. W. Bio-optical modeling of phytoplankton chlorophyll-a. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I.; GITELSON, A. A. (Eds.). **Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2017. p. 157-188. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00001-X>

MENDES-CÂMARA, F. M. **Avaliação da qualidade da água do rio Poti na cidade de Teresina, Piauí**. 2011. 162p. Tese (Doutor em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.

MOBLEY, C. D. Radiative transfer in the ocean. In: STEELE, J. H. (Ed.). **Encyclopedia of ocean sciences**. London: Academic Press Elsevier, 2001, p. 2321-2330. <https://doi.org/10.1006/rwos.2001.0469>

MOREL, A. Bio-optical models. In: STEELE, J. H. (Ed.). **Encyclopedia of ocean sciences**. London: Academic Press Elsevier, 2001, p. 317-326. <https://doi.org/10.1006/rwos.2001.0407>

MOUW, C. B.; GREB, S.; AURIN, D.; DIGIACOMO, P. M.; LEE, Z.; TWARDOWSKI, M.; BINDING, C.; HU, C.; MA, R.; MOORE, T.; MOSES, W.; CRAIG, S. E. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. **Remote Sensing of Environment**, v. 160, p. 15-30, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.001>

NUNES, H. K. B. **Vulnerabilidade socioambiental dos setores censitários às margens do rio Poti no município de Teresina - Piauí**. 2017. 171p. Dissertação (Mestre em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2017.

NUNES, H. K. B.; AQUINO, C. M. S. Vulnerabilidade ambiental dos setores censitários às margens do rio Poti no município de Teresina (Piauí). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 6, p. 1941-1962, 2018. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.6.p1941-1962>

NUNES, H. K. B.; SILVA, J. F. A.; AQUINO, C. M. S. Código florestal (Lei 12.651/2012) e zoneamento urbano de Teresina/PI: situação das áreas de preservação permanente (APP's) do rio potí. Em: PEREZ FILHO, A.; AMORIM, R. R. (org). **Os desafios da geografia física na fronteira do conhecimento**, Campinas, SP: UNICAMP, 2017a. p. 6637-6648. <https://doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.1858>

NUNES, H. K. B.; SILVA, J. F. A.; AQUINO, C. M. S. Aspectos geológicos e geomorfológicos da porção da bacia hidrográfica do rio potí em Teresina/Piauí: contribuições para o planejamento ambiental. **Revista Equador**, v. 6, n. 2, p. 75-89, 2017b.

OGASHAWARA, I. Terminology and classification of bio-optical algorithms. **Remote Sensing Letters**, v. 6, n. 8, p. 613-617, 2015. <http://dx.doi.org/10.1080/2150704X.2015.1066523>

OGASHAWARA, I.; MISHRA, D. R.; GITELSON, A. A. Remote sensing of inland waters: background and current state-of-the-art. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I.; GITELSON, A. A. (Eds.). **Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2017. p. 1-24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00001-X>

OLIVEIRA, L. N.; CUNHA, L. J. S.; CRUZ, M. L. B.; PEREIRA, E. C. Índice de resiliência natural em bacias hidrográficas: o caso do baixo curso do rio Poti. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 75, p. 185-200, 2020. <https://doi.org/10.14393/RCG217551190>

OLIVEIRA, L. N. de.; SILVA, C. E. da. Qualidade da água do rio potí e suas implicações para atividade de lazer em Teresina-PI. **Revista Equador**, v. 3, n. 1, p. 128-147, 2014

OLIVEIRA FILHO, A. A. de.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.23, n.1, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017142354>

ONU - Organização das Nações Unidas. **Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development**. New York, 2015. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>. Acesso: 06 mai. 2017.

PAGE, B. P.; KUMAR, A.; MISHRA, D. R. A novel cross-satellite based assessment of the spatio-temporal development of a cyanobacterial harmful algal bloom. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 66, p. 69-81, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.11.003>

PALMER, S. C. J.; KUTSER, T.; HUNTER, P. D. Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 1-8, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.021>

PEREIRA, A. R. A.; LOPES, J. B.; ESPINDOLA, G. M.; SILVA, C. E. Retrieval and mapping of chlorophyll-a concentration from Sentinel-2 images in an urban river in the semiarid region of Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 2, 2020. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2488>

PEREIRA-SANDOVAL, M.; URREGO, E. P.; RUIZ-VERDÚ, A.; TENJO, C.; DELEGIDO, J.; SÒRIA-PERPINYÀ, X.; VICENTE, E.; SORIA, J.; MORENO, J. Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. **Limnetica**, v. 38, n. 1, p. 471-487, 2019. <https://dx.doi.org/10.23818/limn.38.27>

PINARDI, M.; BRESCIANI, M.; VILLA, P.; CAZZANIGA, I.; LAINI, A.; TÓTH, V.; FADEL, A.; AUSTONI, M.; LAMI, A.; GIARDINO, C. Spatial and temporal dynamics of primary producers in shallow lakes as seen from space: Intra-annual observations from Sentinel-2A. **Limnologica**, v. 72, p. 32-43, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.08.002>

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. **Acompanhando a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável: subsídios iniciais do sistema das nações unidas no Brasil sobre a identificação de indicadores nacionais referentes aos objetivos de desenvolvimento sustentável**. Brasília: PNUD, 2015. 291p. Disponível em: http://www.agenda2030.org.br/saiba_mais/biblioteca. Acesso: 08 mai. 2017.

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. **As perguntas mais frequentes sobre os objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS)**. Rio de Janeiro, 2016. 28p. Disponível em: <https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/library/ods/cartilha-de-perguntas-e-respostas-dos-ods.html>. Acesso: 06 mai. 2017.

PRASAD, S.; SALUJA, R.; GARG, J. K. Assessing the efficacy of Landsat-8 OLI imagery derived models for remotely estimating chlorophyll-a concentration in the Upper Ganga river, India. **International Journal of Remote Sensing**, v. 41, n. 7, p. 2439-2456, 2020. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1688888>

QIN, P.; SIMIS, S.G.H.; TILSTONE, G.H. Radiometric validation of atmospheric correction for MERIS in the Baltic Sea based on continuous observations from ships and AERONET-OC. **Remote Sensing of Environment**, v. 200, p. 263-280, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.08.024>

SCHUSSEL, Z.; NASCIMENTO NETO, P. Gestão por bacias hidrográficas: do debate teórico à gestão municipal. **Revista Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 3, p. 137-152, 2015. <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC838V1832015>

SEMPPLAN - Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação de Teresina. **Principais parques ambientais**. Teresina, 2015. Disponível em: <https://semplan.teresina.pi.gov.br/mapas-interativos/>. Acesso: 01 jul. 2020.

TERESINA. Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação Geral. **Plano Diretor de Drenagem Urbana de Teresina**. Relatório Final, 2012. Disponível em: http://semplan.35.193.186.134.xip.io/wp-content/uploads/sites/39/2014/09/PDDrU_THE_VF_TOMO01_impressao.pdf. Acesso: 07 jul. 2020.

TERESINA. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Extrato do Primeiro Termo Aditivo ao Contrato 01/2016 – SEMAM/PMT**. 2017. Disponível em: <http://dom.pmt.pi.gov.br/admin/upload/DOM2070-23062017-ASSINADO.pdf>. Acesso: 26 out. 2020.

TERESINA. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Extrato de Publicação do Termo de Colaboração nº 01/2019**. 2019a. Disponível em: <http://dom.pmt.pi.gov.br/admin/upload/DOM2666-10122019-ASSINADO.pdf>. Acesso: 26 out. 2020.

TERESINA. Prefeitura Municipal de Teresina. **Lei complementar nº 5.481, de 20 de dezembro de 2019**. Dispõe sobre o Plano Diretor de Teresina, denominado “Plano Diretor de Ordenamento Territorial - PDOT”, e dá outras providências. 2019b. Disponível em: <http://dom.pmt.pi.gov.br/admin/upload/DOM2677-27122019-ASSINADO.pdf>. Acesso: 01 jul. 2020.

THAMAGA, K. H.; DUBE, T. Testing two methods for mapping water hyacinth (eichhornia crassipes) in the greater Letaba river system, South Africa: discrimination and mapping potential of the polar-orbiting Sentinel-2 MSI and Landsat 8 OLI sensors. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 22, p. 8041-8059, 2018. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1479796>

TOMING, K.; KUTSER, T.; LAAS, A.; SEEP, M.; PAAVEL, B.; NÖGES, T. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. **Remote Sensing**, 8(8), 640, 2016. <https://doi.org/10.3390/rs8080640>

VIANA, A. I. G.; LIMA, I. M. M. F. Parques ambientais urbanos de Teresina, Piauí: ambiente, conservação e uso pela população local. Em: PEREZ FILHO, A.; AMORIM, R. R. (org). **Os desafios da geografia física na fronteira do conhecimento**, Campinas, SP: UNICAMP, 2017. p. 1082-1092. <https://doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.2021>

VIEIRA, D. M. **Análise dos impactos ambientais resultantes do uso e ocupação do solo e avaliação da conformidade legal e da gestão nas áreas de preservação permanente do rio Poti, em Teresina, PI/Brasil**. 2008. 190p. Dissertação (Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2008.

XU, H.; ZHENG, H.; CHEN, X.; REN, Y.; OUYANG, Z. Relationships between river water quality and landscape factors in haihe river basin, china: implications for environmental management. **Chinese Geographical Science**, v. 26, n. 2, p. 197-207, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11769-016-0799-9>

ZHAO, W.; ZHU, X.; SUN, X.; SHU, Y.; LI, Y. Water quality changes in response to urban expansion: spatially varying relations and determinants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 16997-17011, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4795-x>.

3. RESULTADOS DA PESQUISA

3.1 Artigo 1. Recuperação e Mapeamento da Concentração de Clorofila-a a Partir de Imagens do Sentinel-2 em um Rio Urbano na Região Semiárida do Brasil¹

Artigo DOI: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2488>

Recebido: 25 Out. 2019; Aceito: 26 Jan. 2020; Publicado: 27 Abr. 2020

Alessandro Rhadamek Alves Pereira^{2*}; João Batista Lopes³;
Giovana Mira de Espindola²; Carlos Ernando da Silva⁴

¹Artigo publicado na Revista Ambiente & Água, classificação A3 em Ciências Ambientais.

²Departamento de Transportes. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Piauí (UFPI), Campus Universitário Ministro Petrônio Portella, S/N, CEP: 64049-550, Teresina, PI, Brazil. E-mail: giovanamira@ufpi.edu.br

³Departamento de Zootecnia. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Piauí (UFPI), Campus Universitário Ministro Petrônio Portella, S/N, CEP: 64049-550, Teresina, PI, Brazil. E-mail: lopesjb@uol.com.br

⁴Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Piauí (UFPI), Campus Universitário Ministro Petrônio Portella, S/N, CEP: 64049-550, Teresina, PI, Brazil. E-mail: carlosernando@ufpi.edu.br

*Autor correspondente. E-mail: alessandro.rhadamek@ufpi.edu.br

Resumo

A região da foz do rio Poti experimentou nos últimos anos impactos ambientais que resultaram na mudança da sua paisagem na estação seca, destacando-se a eutrofização e a proliferação de fitoplâncton, algas, cianobactérias e plantas aquáticas. Considerando os aspectos relacionados ao monitoramento da qualidade da água na região semiárida do Brasil a partir do sensoriamento remoto, este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho dos dados do satélite Sentinel-2A, na recuperação da concentração de clorofila-a no rio Poti em Teresina, Piauí, Brasil. A metodologia de recuperação e mapeamento da concentração de clorofila-a envolveu o estudo da reflectância da superfície da água nas imagens Sentinel-2A e a respectiva correlação com dados *in situ* de clorofila-a, coletados em pontos de monitoramento, durante os anos de 2016 e 2017. Os resultados gerados pelas equações Chl-1 (Ha *et al.*, 2017), Chl-2 (Page *et al.*, 2018), e Chl-3 (Kuhn *et al.*, 2019) mostram a necessidade de uma calibração dos modelos

utilizados aos componentes das águas do rio Poti. No entanto, o algoritmo empírico Chl-2 mostrou que uma correlação foi estabelecida para identificar a variação espaço-temporal das concentrações de clorofila-a ao longo do rio Poti de maneira ampla e não mais pontual. A distribuição espacial desse pigmento nos mapas oriundos do Sentinel-2A é consistente com o padrão de ocorrência determinado pelos dados *in situ*. Portanto, o sensor MSI provou ser uma ferramenta adequada para a recuperação e monitoramento da concentração de clorofila-a ao longo do rio Poti.

Palavras-chave: qualidade da água, rio Poti, sensoriamento remoto.

Retrieval and Mapping of Chlorophyll-a Concentration From Sentinel-2 Images in an Urban River in the Semiarid Region of Brazil

Abstract

Recently, the Poti River mouth region has experienced environmental impacts that resulted in a change of landscape in its dry season, highlighting the eutrophication and proliferation of phytoplankton, algae, cyanobacteria and aquatic plants. Considering the aspects related to water-quality monitoring in the semiarid region of Brazil from remote sensing, this study aimed to evaluate the performance of Sentinel-2A satellite data in the retrieval of chlorophyll-a concentration in Poti River in Teresina, Piauí, Brazil. The chlorophyll-a concentration retrieval and mapping methodology involved the study of the water surface reflectance in Sentinel-2A images and their correlation with the chlorophyll-a data collected *in situ* during the years 2016 and 2017. The results generated by the Chl-1, Ha *et al.* (2017), Chl-2, Page *et al.* (2018), and Chl-3, Kuhn *et al.* (2019) equations show the need for calibrating the algorithms used for the Poti River water components. However, the empirical algorithm Chl-2 shows a correlation has been established to identify the spatiotemporal variation of chlorophyll-a concentration along the Poti River broadly and not punctually. The spatial distribution of this pigment in maps derived from Sentinel-2A is consistent with the pattern of occurrence determined by the *in situ* data. Therefore, the MSI sensor proved to be a tool suitable for the retrieval and monitoring of chlorophyll-a concentration along the Poti River.

Keywords: Poti River, remote sensing, water quality.

3.1.1 Introdução

O desenvolvimento desordenado nos grandes centros urbanos, desprovido de planejamento e com níveis crescentes de degradação ambiental, afetou drasticamente a disponibilidade de água e, principalmente, sua qualidade (Vargas *et al.*, 2018). A qualidade da água dos rios é afetada por fatores como o aumento de poluentes domésticos e industriais que favorecem a eutrofização da água neste ambiente aquático. A eutrofização pode levar à morte da fauna e flora aquáticas, tornando a água imprópria para consumo e outros usos (Esteves, 2011; Jorge e Lobo, 2019).

O monitoramento da qualidade da água é um processo desafiador, pois a coleta de dados é insuficiente ou inexistente para a maioria dos corpos d'água. Amostras pontuais nem sempre retratam a dinâmica dos constituintes da água, porque o rio é um ecossistema lógico altamente dinâmico que requer a coleta de um grande número de parâmetros de qualidade para entender variações espaço-temporais e monitorar mudanças (Prasad *et al.*, 2018; Kuhn *et al.*, 2019; Martins, 2019). Em contrapartida, alguns autores adotaram uma abordagem eficiente que integra diversos dados *in situ* com imagens de sensoriamento remoto para monitorar os fatores que afetam a qualidade da água e entender os processos limnológicos, porque as imagens de satélite fornecem observação sinótica, contínua e de longo prazo (Ha *et al.*, 2017; Pinardi *et al.*, 2018; Martins, 2019).

A Agência Espacial Europeia (ESA) lançou a missão Sentinel-2 com dois satélites idênticos. O *MultiSpectral Instrument* (MSI), a bordo dos satélites, é um sensor óptico passivo de 13 bandas em um campo orbital de 20,6° de visão instrumental. Esses recursos, além de uma resolução espacial de 10 m e uma resolução temporal de cinco dias, tornam o sensor MSI um instrumento adequado para a recuperação de parâmetros biofísicos em águas interiores, em comparação com outras missões de satélite projetadas para aplicações como Landsat-8/OLI, Sentinel-3/OLCI, Aqua/MODIS (ESA, 2019; Pinardi *et al.*, 2018; Pereira-Sandoval *et al.*, 2019).

Estudos sobre o uso de imagens do Sentinel-2A na recuperação e mapeamento da clorofila-a concentram-se em um número limitado de algoritmos empíricos de razão de banda. Esses modelos são baseados em relações estatísticas entre medições *in situ* de constituintes de água e dados radiométricos do sensor de satélite, que fornecem a melhor correlação entre os dados de reflectância e a concentração de constituintes de água opticamente ativos em diferentes comprimentos de onda (Ogashawara *et al.*, 2017). Os algoritmos de razão de duas bandas comumente usados são baseados nas proporções da região azul (440 e 510 nm) e verde (550 e 555 nm), da região vermelha (670 e 675 nm) e do infravermelho próximo (NIR) (685 e

710 nm), na região verde (550 e 555 nm) e vermelha (670 e 675 nm) (Mouw *et al.*, 2015; Toming *et al.*, 2016; Ha *et al.*, 2017).

Na região semiárida do Brasil, na cidade de Teresina, no Piauí, o leito urbano do rio Poti sofreu intensos impactos ambientais nos últimos anos, levando a mudanças de paisagem na estação seca, destacando a eutrofização e a proliferação de fitoplâncton, algas, cianobactérias e, especialmente, de plantas aquáticas (Costa, 2014; Santos, 2017). O Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Piauí estimou a concentração de clorofila-a em amostras pontuais no rio Poti a partir de análises laboratoriais em 2016 e 2017. No entanto, essa amostragem é um procedimento caro e de baixa frequência temporal. A aplicação do sensoriamento remoto pode monitorar grandes extensões do rio Poti por um longo período e com alta frequência temporal, reduzindo esforços e recursos, porque seis imagens do Sentinel-2 são adquiridas mensalmente na área de estudo.

Nesse contexto, o objetivo deste estudo é avaliar o desempenho dos dados do satélite Sentinel-2A, na recuperação da concentração de clorofila-a no rio Poti, em Teresina, Piauí, Brasil. Esta é a primeira tentativa de usar técnicas de sensoriamento remoto para monitorar a variabilidade espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água, a fim de apoiar o processo de tomada de decisão, no que diz respeito ao gerenciamento ambiental preventivo e corretivo dos intensos impactos ambientais que ocorrem no rio Poti, principalmente, na estação seca.

3.1.2 Material e Métodos

3.1.2.1 Área de estudo

A área de estudo, como mostra a Figura 1, corresponde ao trecho urbano de 36,8 km ao longo do rio Poti, localizado no município de Teresina, que é a maior cidade e a capital do estado do Piauí, Brasil. Esta seção do rio foi escolhida devido à localização dos pontos amostrais de monitoramento da qualidade da água que foram realizados pelo Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Piauí.

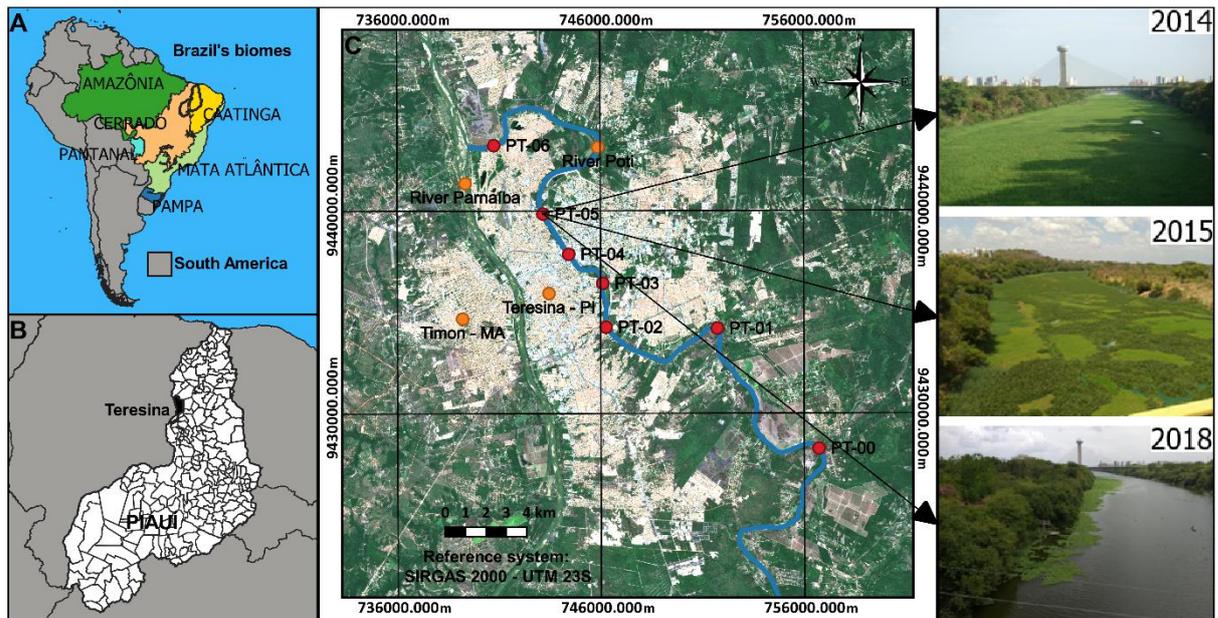


Figura 1. Área de estudo: A) Localização da área de estudo no contexto dos biomas brasileiros (Brasil, 2017); B) Localização de Teresina no estado do Piauí; e, C) Na imagem Sentinel-2A L2A, adquirida em agosto de 2019 (ESA, 2019), mostra o trecho urbano do rio Poti em Teresina, com a localização dos sete pontos de monitoramento de concentração de clorofila-a. Do ponto PT-05, são observados os impactos ambientais ocorridos em 2014, a montante (Costa, 2014), 2015, a jusante, e 2018, a montante.

O rio Poti nasce no Estado do Ceará, na cidade de Algodões, e deposita suas águas no rio Parnaíba, em Teresina, sendo que na sua foz, no trimestre mais seco, a vazão média é na ordem de $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$. O trecho estudado possui área aproximada de $3,7 \text{ km}^2$ e largura média de 100 m no período de chuva e, no período de estiagem, pode se reduzir a poucos metros de largura e poucos centímetros de profundidade em alguns locais (Mendes-Câmara, 2011).

A região se encontra na zona de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga, cuja vegetação natural, predominantemente, é de florestas mistas que estão sendo substituídas por áreas de agricultura e vegetação degradada (Espindola *et al.*, 2017). O clima da região é caracterizado como tropical zona equatorial, quente, semiárido, com estação seca de julho a novembro e chuvosa de janeiro a abril, temperatura e precipitação média anual de $27,4^\circ\text{C}$ e 1.325 mm, nessa ordem (IBGE, 2015; INMET, 2018). Nas últimas quatro décadas, Teresina, com $1.391,046 \text{ km}^2$ de área, sofreu altas taxas de expansão urbana (IBGE, 2017). As tendências de urbanização da cidade mostram que a expansão urbana tem sido maior que o crescimento da população, causando problemas relacionados à ocupação de regiões alagadas na confluência dos rios Parnaíba e Poti, contaminação dos próprios rios, aumento do tráfego, aumento da poluição do ar, falta de moradia adequada e infraestrutura geral em áreas periféricas (Espindola

et al., 2017). Vale ressaltar que Teresina possui apenas 61,6% dos domicílios com saneamento adequado (IBGE, 2017).

3.1.2.2 Aquisição e pré-processamento dos dados de sensoriamento remoto

Neste estudo, os dados de sensoriamento remoto foram obtidos pelo satélite Sentinel-2A, disponíveis na plataforma web *Copernicus Open Access Hub* (ESA, 2019). As imagens têm tamanho, resolução espacial e radiométrica de 100 km x 100 km, 10 m, 20 m e 60 m, e 12 bits, respectivamente. O produto Level-1C (L1C) baixado é pré-processado, ortorretificado, georreferenciado para a projeção *Universal Transverse Mercator*; usando o *datum World Geodetic System 84* e calibrado radiometricamente para atmosfera de alta reflectância (ESA, 2018). A correção atmosférica foi processada nas imagens baixadas, utilizando o processador *Sen2Cor-2.5.5*, disponível na caixa de ferramentas do programa *Sentinel Application Platform* (SNAP-6), resultando no produto Level-2A (L2A), calibrado radiometricamente para o fundo da atmosfera reflectância. Como o algoritmo usado na correção descrita acima processa bandas de diferentes resoluções espaciais, as imagens foram reamostradas para 20 m pela referida ferramenta (ESA, 2018). As especificações das bandas Sentinel-2A usadas neste estudo são apresentadas na Tabela 1 (ESA, 2018; SINERGISE, 2018).

Tabela 1. Especificações das bandas do Sentinel-2A.

Banda	Comprimento de onda central (nm)	Comprimento de onda (nm)	Resolução espacial (m)	Capacidades
B02 Azul	492,4	458-523	10	É útil para o mapeamento de tipos de florestas de discriminação de solos e vegetação; É absorvido pela clorofila
B03 Verde	559,8	543-578	10	Proporciona um excelente contraste entre água limpa e turva e penetra bastante bem em águas claras
B04 Vermelho	664,6	650-680	10	Reflete bem da folhagem morta e é útil para identificar tipos de vegetação, solos e características urbanas
B05 Red edge 1	704,1	698-713	20	Para classificar a vegetação

As imagens multiespectrais foram selecionadas considerando as datas disponíveis a partir de 2016, período de lançamento do satélite Sentinel-2A, até o final de 2017, de acordo

com os dados *in situ* de clorofila-a, seguindo os critérios de ausência de nuvens na área de estudo, totalizando um conjunto de oito cenas, na órbita 138, com as datas de aquisição subsequentes: 15 de agosto de 2016; 24 de setembro de 2016; 14 de outubro de 2016; 13 de novembro de 2016; 30 de agosto de 2017; 19 de setembro de 2017; 29 de outubro de 2017; e 18 de novembro de 2017.

3.1.2.3 Dados de campo

Em 2016 e 2017, mensalmente, o Laboratório de Saneamento coletou amostras de concentrações de clorofila-a nos sete pontos de monitoramento mostrados na Figura 1. Os padrões de referência para o monitoramento de corpos d'água são estabelecidos na Resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) e no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (ANA, 2011). A clorofila-a foi obtida a partir de amostras de água pela análise espectrofotométrica, empregando o espectrofotômetro *Hach* DR 2800. As amostras foram filtradas, extraídas e calculadas de acordo com o método colorimétrico (Marker *et al.*, 1980). De um total de 168 amostras disponíveis, foram utilizadas 56 amostras correspondentes à estação seca. Campanhas de dados de campo foram realizadas em 17 de agosto de 2016; 21 de setembro de 2016; 26 de outubro de 2016; 23 de novembro de 2016; 18 de agosto de 2017; 16 de setembro de 2017; 28 de outubro de 2017; e 25 de novembro de 2017.

Considerando que a data de coleta das amostras de campo não coincidiu com as datas em que o Sentinel-2A ultrapassou a área de estudo, analisamos todas as janelas de tempo disponíveis na estação seca, pois é o período crítico durante o qual ocorrem a eutrofização e as proliferações do fitoplâncton, algas, cianobactérias e plantas aquáticas. O número de confrontos, ao longo do período em estudo, foi: 1 com diferença de um dia, 1 com diferença de dois dias, 2 com diferença de três dias, 1 com diferença de sete dias, 1 com diferença de dez dias e 2 com diferença de doze dias.

3.1.2.4 Algoritmos de recuperação da concentração de clorofila-a

Uma variedade de algoritmos empíricos foi desenvolvida e usada para recuperar a concentração de clorofila-a em águas interiores, onde as curvas de reflectância espectral de águas com diferentes concentrações de clorofila-a são caracterizadas por altas absorções nas faixas azul e vermelha e alta reflectância no verde e bandas de borda vermelha (Matthews, 2017; Ogashawara *et al.*, 2017). A escolha dos algoritmos foi baseada na revisão da literatura, na qual os algoritmos empíricos de razão de banda encontrados em Ha *et al.* (2017) (Chla-1:

Equação 1), Page *et al.* (2018) (Chla-2: Equação 2) e Kuhn *et al.* (2019) (Chla-3: Equação 3) foram selecionados. Esses algoritmos incluem as taxas de banda verde para azul e aquelas que incluem a faixa vermelha e a borda vermelha (Ha *et al.*, 2017; Page *et al.*, 2018; Kuhn *et al.*, 2019). Eles foram aplicados rotineiramente aos dados do Sentinel-2A e obtiveram os melhores desempenhos na recuperação de clorofila-a em águas interiores lânticas e lólicas de regiões com características geográficas e climáticas semelhantes às encontradas na área de estudo.

$$Chla = 0.80 \left(\exp \left(0.35 \left(\frac{B03}{B04} \right) \right) \right) \quad (1)$$

$$Chla = 14.039 + 86.115 \left(\frac{\rho_{rc}(B05) - \rho_{rc}(B04)}{\rho_{rc}(B05) + \rho_{rc}(B04)} \right) + 194.325 \left(\frac{\rho_{rc}(B05) - \rho_{rc}(B04)}{\rho_{rc}(B05) + \rho_{rc}(B04)} \right)^2 \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \log_{10}(chla) = & 0.2412 - 2.0546 \left(\log_{10} \left(\frac{R_{rs}(\lambda_{B02})}{R_{rs}\lambda_{(B03)}} \right) \right) + 1.1776 \left(\log_{10} \left(\frac{R_{rs}(\lambda_{B02})}{R_{rs}\lambda_{(B03)}} \right) \right)^2 - \\ & 0.5538 \left(\log_{10} \left(\frac{R_{rs}(\lambda_{B02})}{R_{rs}\lambda_{(B03)}} \right) \right)^3 + 0.4570 \left(\log_{10} \left(\frac{R_{rs}(\lambda_{B02})}{R_{rs}\lambda_{(B03)}} \right) \right)^4 \end{aligned} \quad (3)$$

Nesse entendimento, as seguintes etapas foram realizadas no software QGIS *Desktop* 3.4.5: i) como o cálculo da concentração de clorofila-a em função das equações de Chla-1, Chla-2 e Chla-3 nas imagens Sentinel-2A/L2A (derivado de satélite). A seleção da banda do Sentinel-2A (Tabela 1) seguiu os critérios de comprimento de onda de proximidade mais próximos do definido por cada algoritmo empírico; ii) Listagem dos valores de clorofila-a nos sete pontos de monitoramento.

Discrepâncias entre concentrações de clorofila-a nos dados pontuais, *in situ* (Chla-is) e derivadas de satélite (Chl-1, Chl-2, Chl-3), foram quantificadas, usando métricas estatísticas, muitas vezes destinadas à avaliação de algoritmos de sensoriamento remoto, que neste caso inclui a correlação ao quadrado de *Pearson* ou coeficiente de determinação (R^2), o erro médio quadrático da raiz (RMSE) e o viés (Ha *et al.*, 2017; Page *et al.*, 2018; Kuhn *et al.*, 2019). Todos os dados foram analisados, usando-se os programas estatísticos R 3.6.1 e Past 3.24.

A métrica R^2 representa a consistência linear entre as observações e a proporção da variação explicada pela regressão linear, enquanto o RMSE mede a precisão das combinações e a diferença absoluta, sensível aos valores extremos, e o viés determina a subestimação ou superestimação dos dados calculados, em comparação com os dados medidos em campo (Qin

et al., 2017; Ansper e Alikas, 2019). Um alto valor de R^2 indica um alto grau de correlação entre as observações *in situ* e o Sentinel-2A, enquanto um baixo valor RMSE indica que as observações do Sentinel-2A se assemelham bem às observações *in situ*, e um valor próximo a zero para o viés sugere que não há subestimação ou superestimação sistemática dos dados do Sentinel-2 e *in situ* (Qin *et al.*, 2017).

3.1.3 Resultados e Discussão

3.1.3.1 Comparação das concentrações de clorofila-a

Na Tabela 2, encontra-se a estatística descritiva dos níveis de concentração pontual de clorofila-a (Chla-is) *in situ* durante o período de amostragem. No rio Poti, a variabilidade espacial é representada pela variação nas concentrações médias de Chla-is, enquanto o alto desvio padrão nos níveis de concentração de Chla-is indica variabilidade temporal.

Tabela 2. Estatística descritiva da concentração pontual de clorofila-a *in situ* (mg/m³) em 2016 e 2017.

Ponto/Ano	Média	Desvio padrão	Coefficiente de variação	Mínimo	Máximo
PT-00/16	17,75	15,68	0,88	5,46	38,22
PT-01/16	31,40	26,14	0,83	10,92	65,52
PT-02/16	32,76	31,21	0,95	5,46	76,44
PT-03/16	23,21	8,19	0,35	16,38	32,76
PT-04/16	39,59	21,09	0,53	27,30	70,98
PT-05/16	28,67	16,90	0,59	5,46	43,68
PT-06/16	27,30	24,82	0,91	5,46	60,06
PT-00/17	5,18	2,07	0,40	4,14	8,29
PT-01/17	10,36	7,94	0,77	4,14	20,72
PT-02/17	15,54	12,37	0,80	4,14	33,15
PT-03/17	9,32	7,84	0,84	4,14	20,72
PT-04/17	9,32	7,84	0,84	4,14	20,72
PT-05/17	10,36	4,14	0,40	8,29	16,58
PT-06/17	11,40	7,08	0,62	4,14	20,72

Das amostras mensais *in situ* de clorofila-a, os resultados médios obtidos em 2016 foram de 28,67 mg/m³, variando de 5,46 mg/m³, registrados no PT-00, a 76,44 mg/m³, obtidos no PT-02, ambos em agosto. Em 2017, a contagem média de clorofila-a foi de 10,21 mg/m³, também, variando em agosto nos mesmos pontos, entre 4,14 mg/m³ e 33,15 mg/m³, respectivamente. Segundo os dados, a concentração de clorofila-a aumenta de agosto a dezembro, atingindo o pico em novembro, e em 2017 houve redução de 36% na concentração de clorofila-a na área de estudo. Esses resultados mostraram grande variação espaço-temporal

da clorofila-a na estação seca, dependendo da localização dos pontos de coleta, em que os pontos que indicam a menor e a maior concentração recorrente de clorofila-a são PT-00 e PT-02.

A influência de fatores como gestão ambiental incipiente, ocupação das margens dos rios, existência de ligações clandestinas de esgoto bruto na drenagem pluvial e a alta evaporação da água contribuíram para a alteração das características limnológicas do rio Poti (Oliveira e Silva, 2014; Oliveira Filho e Lima Neto, 2018). Além disso, na estação seca, a redução do fluxo, largura e profundidade favorece a formação de barreiras naturais, como curvas sinuosas, afloramentos rochosos, depósitos aluviais de seixos e areias, e ilhas fluviais, causando o represamento das águas do rio Poti (Lima e Augustin, 2014). Nessa perspectiva, barreiras naturais e artificiais, além da mudança no uso da terra, são os determinantes estruturais mais importantes para a modificação das características limnológicas de uma bacia hidrográfica, pois criam um macrossistema de mosaico lântico, muito diferente da condição lótica original, favorável aos processos de eutrofização (Debastiani Júnior *et al.*, 2016). Essas concentrações podem ser explicadas pela localização desses pontos, pois o PT-00 está localizado na região menos habitada, com mata ciliar preservada e sem a contribuição de efluentes domésticos e industriais, enquanto o PT-02 está localizado a 850 m a jusante da Estação de Tratamento de Esgoto da Alegria (Mendes-Câmara, 2011).

Posteriormente, o processamento das equações Chl-1, Chl-2 e Chl-3 foi realizado em imagens Sentinel-2A/L2A, obtendo-se os valores de clorofila-a nos sete pontos.

Considerando esses algoritmos, também, constata-se que tendem a variar em desempenho, porque, dependendo das propriedades ópticas do rio e da clorofila-a, temperatura, nutrientes e luz podem introduzir erros de classificação, pois o desempenho dos algoritmos aplicados foi analisado pontualmente nas imagens do Sentinel-2 disponíveis no período seco. No total, quatro valores de clorofila-a foram utilizados para cada ponto de amostragem. Os desempenhos dos algoritmos para o rio Poti estão resumidos na Tabela 3.

Considerando uma correlação moderada, com valores de R^2 iguais ou superiores a 0,50, entre os resultados da concordância quantitativa pontual entre os dados *in situ* e os valores obtidos com cada equação, no geral, o algoritmo empírico Chl-2, com sete valores, obteve o melhor desempenho pontual comparado aos algoritmos Chl-1, com seis valores, e Chl-3, com quatro valores, portanto, de acordo com esses dados, a relação entre as bandas B04 e B05 é a mais indicada para a recuperação de clorofila-a no rio Poti.

Tabela 3. Comparação pontual entre a concentração de clorofila-a estimada e *in situ* (mg/m³) em 2016 e 2017.

Ponto/Ano	Chl-1			Chl-2			Chl-3		
	R ²	RMSE	Viés	R ²	RMSE	Viés	R ²	RMSE	Viés
PT-00/16	0,17	21,34	-16,51	0,54	16,26	0,68	0,41	21,35	-16,57
PT-01/16	0,00	37,70	-30,15	0,25	28,23	1,70	0,73	38,13	-30,70
PT-02/16	0,06	41,45	-31,41	0,03	30,10	6,17	0,59	41,83	-31,87
PT-03/16	0,75	22,97	-21,87	0,98	23,29	23,25	0,16	23,43	-22,30
PT-04/16	0,54	42,32	-38,14	0,45	44,40	27,15	0,25	42,74	-38,58
PT-05/16	0,65	30,93	-27,15	0,52	65,05	45,86	0,49	31,38	-27,68
PT-06/16	0,01	33,63	-25,85	0,01	38,39	24,74	0,01	34,08	-26,43
PT-00/17	0,96	4,37	-3,95	1,00	7,96	6,64	0,94	4,80	-4,42
PT-01/17	0,15	11,43	-9,12	0,20	14,80	13,35	0,46	11,78	-9,65
PT-02/17	0,05	17,85	-14,27	0,67	21,15	11,34	0,00	18,28	-14,80
PT-03/17	0,39	10,51	-8,04	0,22	20,70	19,38	0,26	10,93	-8,54
PT-04/17	0,85	10,45	-8,02	0,91	23,43	22,42	0,48	10,76	-8,41
PT-05/17	0,79	9,70	-9,03	0,95	27,34	26,91	0,01	10,20	-9,55
PT-06/17	0,29	11,83	-10,07	0,07	36,50	29,30	0,54	12,45	-10,74

Nesse sentido, considerando a equação Chl-2, de Page *et al.* (2018), a Figura 2 mostra os gráficos da dinâmica da clorofila-a *in situ* (Chla-is) e derivada de satélite (Chl-2) para 2016 (amostras 1-28) e 2017 (amostras 29-56). No conjunto de 56 amostras, o algoritmo Chl-2 mostra uma superestimação de concentrações, conforme indicado pelo viés, e segue a tendência da clorofila-a ocorrer, conforme apontado pelos dados *in situ*. No entanto, é possível observar o desempenho do algoritmo em diferentes pontos de coleta ao longo do rio e perceber que ele pode estimar a variação da concentração de clorofila-a de maneira ampla e não mais pontual.

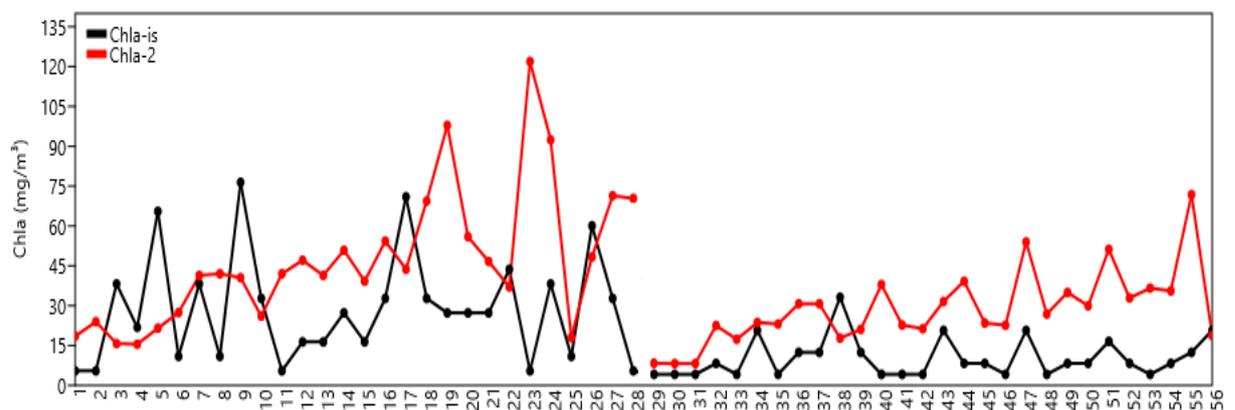


Figura 2. Comparação entre os índices Chla-2 e Chla-is em 2016 e 2017.

3.1.3.2 Mapeamento das concentrações de clorofila-a

O mapeamento das concentrações de clorofila-a foi realizado no QGIS *Desktop* 3.4.5, quando foi gerado um recorte referente à área de estudo, nas imagens resultantes de cada equação calculada. Assim, foi possível verificar espacialmente a ocorrência e distribuição de clorofila-a ao longo do rio Poti no biênio mencionado.

Os mapas derivados do Sentinel-2A-L2A mostram detalhes da variação espacial da concentração de clorofila-a, permitindo facilmente identificação de áreas com altas ou nenhuma concentração de clorofila-a e mostram que existe um padrão comum entre os dados estimados e *in situ*. Ao mesmo tempo, independentemente do algoritmo utilizado, os mapas sempre mostram o trecho do ponto PT-04 até a foz do rio Poti, com aproximadamente 16 km de comprimento, como a área com altas concentrações de clorofila-a.

A Figura 3 mostra a mudança na concentração de clorofila-a no início da estação seca de 2016 e 2017, calculada com dados do algoritmo Chl-2 (Page *et al.*, 2018), com ênfase na seção do ponto PT- 04 à foz do rio Poti nos meses de agosto a novembro de cada ano. Como pode ser visto nesta Figura, a alta concentração de clorofila-a corresponde ao vermelho.

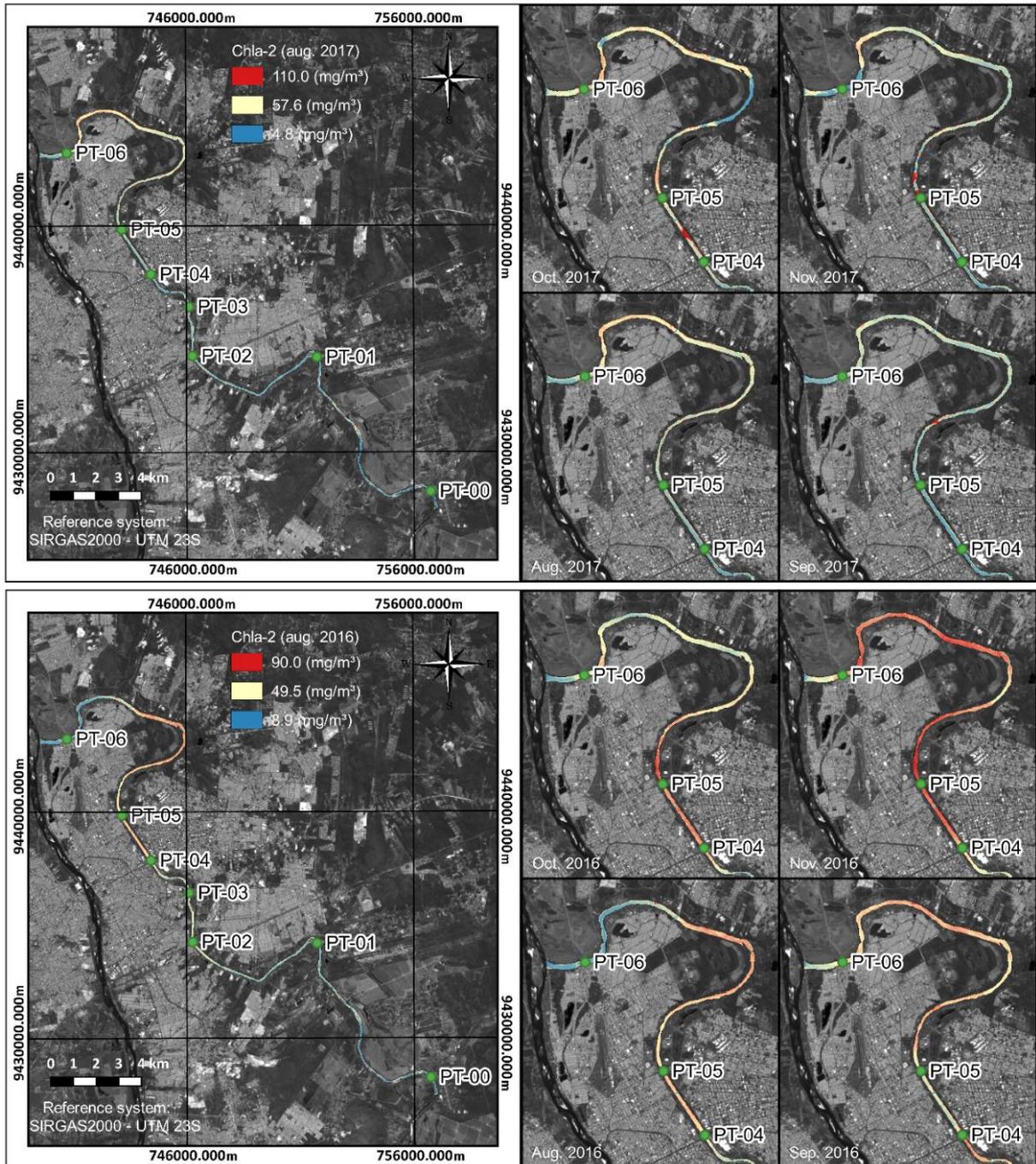


Figura 3. Distribuição espacial da concentração de clorofila-a de agosto a novembro de 2016 e de agosto a novembro de 2017.

3.1.4 Conclusões

Este estudo é a primeira tentativa de avaliar o uso do Sentinel-2 no sensoriamento remoto do rio Poti. Os resultados mostram que as imagens do Sentinel-2 têm grande potencial para a detecção remota de rios urbanos, pois conseguimos recuperar e mapear as concentrações de clorofila-a por meio de algoritmos empíricos usados rotineiramente.

Os resultados gerados pelos índices Chl-1 (Ha *et al.*, 2017), Chl-2 (Page *et al.*, 2018) e Chl-3 (Kuhn *et al.*, 2019) mostram a necessidade de calibração dos modelos utilizados para os componentes da água do rio Poti. Considerando uma correlação moderada entre os resultados da concordância quantitativa pontual entre os dados *in situ* e os valores obtidos com cada equação, o algoritmo empírico Chl-2 obteve melhor desempenho pontual que os algoritmos Chl-1 e Chl-3.

O algoritmo empírico Chl-2 mostrou que uma correlação foi estabelecida para identificar a variação espaço-temporal da concentração de clorofila-a ao longo do rio Poti de maneira ampla e não mais pontual. A distribuição espaço-temporal da clorofila-a nos mapas das imagens do Sentinel-2A é consistente com o padrão de ocorrência determinado pelos dados *in situ*. Portanto, o sensor MSI provou ser uma ferramenta adequada para a detecção e monitoramento da concentração de clorofila-a ao longo do rio Poti.

Além disso, é recomendável que um sistema de monitoramento de concentração de clorofila-a seja implementado, usando-se um algoritmo calibrado para as propriedades ópticas do rio Poti e dados do Sentinel-2, a fim de melhorar o gerenciamento ambiental do rio. Permitir o monitoramento da qualidade da água nos rios urbanos, especialmente na região semiárida tropical do Brasil, contribui para a conservação do meio ambiente e o manejo sustentável desse recurso hídrico, pois permitirá verificar as condições atuais e, possivelmente futuras, dos eventuais impactos ambientais, sociais e econômicos.

3.1.5 Referências

- ANA. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326p. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/GuiaNacionalDeColeta.pdf>>. Acesso: 05 out. 2017.
- ANSPER, A.; ALIKAS, K. Retrieval of chlorophyll a from Sentinel-2 MSI data for the European Union Water Framework Directive reporting purposes. **Remote Sensing**, v. 11, n. 1, p. 64, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11010064>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biomass**. Brasília, 2017. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>. Acesso: 03 mai. 2019.
- CONAMA (Brasil). 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. **Diário Oficial [da] União**: seção 1, Brasília, DF, n. 053, p. 58-63, 18 mar. 2005.

- COSTA, C. Aguapés são retirados do Rio Poti em Teresina após ação do MPF. **G1 PI**, Teresina, 10 de fevereiro de 2014. Disponível em: <http://g1.globo.com/pi/piaui/noticia/2014/02/apos-quatro-meses-da-acao-do-mpf-aguapes-serao-retirados-do-rio-poti.html>. Acesso: 03 nov. 2014.
- DEBASTIANI JÚNIOR, J. R.; NALIATO, D. A. O.; PERBICHE-NEVES, G.; NOGUEIRA, M. G. Fluvial lateral environments in Río de La Plata basin: effects of hydropower damming and eutrophication. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, e26, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x5516>
- ESA. **Sentinel-2 Products Specification Document**. France: Thales Alenia Space, 2018, 510p. Disponível em: <https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2-Products-Specification-Document>. Acesso: 30 ago. 2018.
- ESA. **Copernicus Open Access Hub**, 2019. Disponível em: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>. Acesso: 15 ago. 2019.
- ESPINDOLA, G. M.; CARNEIRO, E. L. N. C.; FAÇANHA, A. C. Four decades of urban sprawl land population growth in Teresina, Brazil. **Applied Geography**, v. 79, p. 73-83, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.12.018>
- ESTEVEES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2011. 790 p.
- HA, N. T. T.; THAO, N. T. P.; KOIKE, K.; NHUAN, M. T. Selecting the best band ratio to estimate chlorophyll-a concentration in a tropical freshwater lake using Sentinel 2A images from a case study of lake Ba Be (Northern Vietnam). **International Journal of Geo-Information**, v. 6, p. 290, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijgi6090290>
- IBGE. **Clima do Brasil 1:500.000**. Brasília, 2015. Disponível em: http://dados.gov.br/dataset/cren_climadobrasil_5000. Acesso: 14 abr. 2018.
- IBGE. **Brasil/Piauí/Teresina**. Brasília, 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pi/teresina/panorama>. Acesso: 08 fev. 2019.
- INMET. **Normais Climatológicas do Brasil 1981-2010**. Brasília, 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso: 14 abr. 2018.
- JORGE, D. S. F.; LOBO, F. L. Aplicações do sensoriamento remoto em águas continentais - estudos de caso. In: BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V. S. (Eds.). **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações**. 1. ed. São José dos Campos, SP: INPE, 2019. p. 136-152.
- KUHN, C.; VALERIO, A. M.; WARD, N.; LOKEN, L.; SAWAKUCHI, H. O.; KAMPEL, M.; RICHEY, J.; STADLER, P.; CRAWFORD, J.; STRIEGL, R.; VERMOTE, E.; PAHLEVAN, N.; BUTMAN, D. Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll-a and turbidity. **Remote Sensing of Environment**, v. 224, p. 104-118, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.023>

- LIMA, I. M. M. F.; AUGUSTIN, C. H. R. R. Bacia hidrográfica do rio Poti: dinâmica e morfologia do canal principal no trecho do baixo curso. *In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA*, 10., 2014, Manaus. **Anais[...]** Manaus: SINAGEO; UFAM, 2014. v. 1.
- MARKER, A. F. H.; NUSCH, E. A.; RAI, H.; RIEMANN, B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations. **Ergebnisse der Limnologie**, v. 14, p. 91-106, 1980.
- MARTINS, V. S. Sistemas orbitais para monitoramento de ambientes aquáticos. *In: BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V. S. (Eds.). Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações*. 1. ed. São José dos Campos, SP: INPE, 2019. p. 107-135.
- MATTHEWS, M. W. Bio-optical modeling of phytoplankton chlorophyll-a. *In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I.; GITELSON, A. A. (Eds.). Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters*. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2017. p. 157-188. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00001-X>
- MENDES-CÂMARA, F. M. **Avaliação da qualidade da água do rio Poti na cidade de Teresina, Piauí**. 2011. 162f. Tese (Doutor em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011
- MOUW, C. B.; GREB, S.; AURIN, D.; DIGIACOMO, P. M.; LEE, Z.; TWARDOWSKI, M.; BINDING, C.; HU, C.; MA, R.; MOORE, T.; MOSES, W.; CRAIG, S. E. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. **Remote Sensing of Environment**, v. 160, p. 15-30, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.001>
- OGASHAWARA, I.; MISHRA, D. R.; GITELSON, A. A. Remote sensing of inland waters: background and current state-of-the-art. *In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I.; GITELSON, A. A. (Eds.). Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters*. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2017. p. 1-24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00001-X>
- OLIVEIRA, L. N. de.; SILVA, C. E. da. Qualidade da água do rio poti e suas implicações para atividade de lazer em Teresina-PI. **Revista Equador**, v. 3, n. 1, p. 128-147, 2014
- OLIVEIRA FILHO, A. A. de.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.23, n.1, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017142354>
- PAGE, B. P.; KUMAR, A.; MISHRA, D. R. A novel cross-satellite based assessment of the spatio-temporal development of a cyanobacterial harmful algal bloom. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 66, p. 69-81, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.11.003>

- PEREIRA-SANDOVAL, M.; URREGO, E. P.; RUIZ-VERDÚ, A.; TENJO, C.; DELEGIDO, J.; SÒRIA-PERPINYÀ, X.; VICENTE, E.; SORIA, J.; MORENO, J. Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. **Limnetica**, v. 38, n. 1, p. 471-487, 2019. <https://dx.doi.org/10.23818/limn.38.27>
- PINARDI, M.; BRESCIANI, M.; VILLA, P.; CAZZANIGA, I.; LAINI, A.; TÓTH, V.; FADEL, A.; AUSTONI, M.; LAMI, A.; GIARDINO, C. Spatial and temporal dynamics of primary producers in shallow lakes as seen from space: Intra-annual observations from Sentinel-2A. **Limnologica**, v. 72, p. 32-43, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.08.002>
- PRASAD, S.; SALUJA, R.; J. K. GARG, J. K. Modeling chlorophyll-a and turbidity concentrations in river Ganga (India) using Landsat-8 OLI imagery. *In: Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications*, 8., 2017, Warsaw, Poland. **SPIE Proceedings** [...] Available at: <https://doi.org/10.1117/12.2304034>. Access: 14 Apr. 2018.
- QIN, P.; SIMIS, S.G.H.; TILSTONE, G.H. Radiometric validation of atmospheric correction for MERIS in the Baltic Sea based on continuous observations from ships and AERONET-OC. **Remote Sensing of Environment**, v. 200, p. 263-280, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.08.024>
- SANTOS, L. Aguapés voltam a tomar conta da superfície do rio Poti. **Portalodia**, 07 nov. 2017. Disponível em: <https://www.portalodia.com/noticias/teresina/aguapes-voltam-a-tomar-conta-da-superficie-do-rio-poti-308858.html>. Acesso: 05 mar. 2018.
- SINERGISE. **Sentinel 2 EO products**. Disponível em: https://www.sentinel-hub.com/develop/documentation/eo_products/Sentinel2EOproduct. Acesso: 04 set. 2018.
- TOMING, K.; KUTSER, T.; LAAS, A.; SEEP, M.; PAAVEL, B.; NÕGES, T. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. **Remote Sensing**, v. 8, n. 8, p. 640, 2016. <https://doi.org/10.3390/rs8080640>
- VARGAS, R. R.; BARROS, M. S.; SAAD, A. R.; ARRUDA, R. O. M.; AZEVEDO, F. D. Assessment of the water quality and trophic state of the Ribeirão Guaraçau Watershed, Guarulhos (SP): a comparative analysis between rural and urban areas. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 2, 2018. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2170>

Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science

ISSN 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X

www.ambi-agua.net

E-mail: ambi.agua@gmail.com

Rev. Ambient. Água vol. 15 n. 2, e2488 - Taubaté 2020

3.2 Artigo 2. Detecção e Mapeamento da Eutrofização e Plantas Aquáticas em um Rio na Região Nordeste do Brasil Usando Dados Sentinel-2¹

Alessandro Rhadamek Alves Pereira^{2*}; João Batista Lopes³;
Giovana Mira de Espindola²; Carlos Ernando da Silva⁴

¹Artigo a ser enviado para uma revista na área de Ciências Ambientais.

²Departamento de Transportes. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Piauí (UFPI), Campus Universitário Ministro Petrônio Portella, S/N, CEP: 64049-550, Teresina, PI, Brazil. E-mail: giovanamira@ufpi.edu.br

³Departamento de Zootecnia. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Piauí (UFPI), Campus Universitário Ministro Petrônio Portella, S/N, CEP: 64049-550, Teresina, PI, Brazil. E-mail: lopesjb@uol.com.br

⁴Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Piauí (UFPI), Campus Universitário Ministro Petrônio Portella, S/N, CEP: 64049-550, Teresina, PI, Brazil. E-mail: carlosernando@ufpi.edu.br

*Autor correspondente. E-mail: alessandro.rhadamek@ufpi.edu.br

Resumo

A expansão urbana de Teresina tem causado impactos ambientais verificados na estação seca do ano pela ocorrência da eutrofização e proliferação de plantas aquáticas que ocorrem no rio Poti. Considerando os aspectos relacionados ao monitoramento da qualidade da água na região Nordeste do Brasil, a partir do sensoriamento remoto, este estudo destinou-se a avaliar o desempenho de algoritmos semiempíricos em dados Sentinel-2 na detecção e mapeamento da eutrofização e de plantas aquáticas no rio Poti em Teresina, Piauí, Brasil. No tocante a detecção da eutrofização, a metodologia envolveu o estudo da reflectância da superfície da água nas imagens Sentinel-2 e a respectiva correlação com dados *in situ* de clorofila-a, por meio dos índices MCI, MPH e NDCI. O índice NDCI apresentou melhor desempenho pontual que os índices MCI e MPH. Neste sentido, com o NDCI, foi identificada a variação espaço-temporal da eutrofização no rio Poti de maneira ampla e não mais pontual. Em relação às plantas aquáticas, o índice NDVI se mostrou apropriado para a detecção e mapeamento dos aguapés, demonstrando, claramente, a localização das áreas cobertas pelas plantas aquáticas. No início da proliferação foi avaliada a taxa de expansão máxima de 854,7%. No final do período seco ocorreu um ápice de área coberta de 570.145,6 m² e uma produção de 6.408,4 toneladas de biomassa fresca de aguapés. Portanto, nos dois casos, constatou-se que o

sensor MSI foi adequado para a detecção, mapeamento e monitoramento da eutrofização e de plantas aquáticas no rio Poti.

Palavras-chave: aguapé, clorofila-a, rio Poti, sensoriamento remoto.

Detection and Mapping of Eutrophication and Aquatic Plants in a River in Northeast Brazil Using Sentinel-2 Data

Abstract

The urban expansion of Teresina has caused environmental impacts verified in the dry season of the year by the occurrence of eutrophication and proliferation of aquatic plants that occur in the Poti River. Considering the aspects related to the monitoring of water quality in Northeast region of Brazil, from remote sensing, this study aimed to evaluate the performance of semi-empirical algorithms in Sentinel-2 data in the detection and mapping of eutrophication and aquatic plants in the river Poti in Teresina, Piauí, Brazil. Regarding the detection of eutrophication, the methodology involved the study of the reflectance of the water surface in Sentinel-2 images and the respective correlation with in situ data of chlorophyll-a, using the MCI, MPH and NDCI indexes. The NDCI index showed better one-off performance than the MCI and MPH indexes. In this sense, with the NDCI, the spatio-temporal variation of eutrophication in the Poti River was identified broadly and no longer on time. Regarding aquatic plants, the NDVI index proved to be appropriate for the detection and mapping of water hyacinths, clearly demonstrating the location of the areas covered by aquatic plants. At the beginning of proliferation, a maximum expansion rate of 854.7% was evaluated. At the end of the dry period, there was a peak of the covered area of 570,145.6 m² and production of 6,408.4 tons of fresh water hyacinth biomass. Therefore, in both cases, it was found that the MSI sensor was suitable for the detection, mapping, and monitoring of eutrophication and aquatic plants in the Poti River.

Keywords: chlorophyll-a, Poti River, remote sensing, water hyacinth.

3.2.1 Introdução

As águas interiores são ambientes aquáticos tipicamente confinados dentro dos limites da terra, tal como lagos, reservatórios, rios, lagoas, pântanos e áreas alagadas que servem como sinalizadores das alterações no ambiente, como mudanças climáticas, bem como no uso e cobertura da terra (Ogashawara et al., 2017; Martins, 2019).

No mundo, a eutrofização tornou-se a principal questão da redução da qualidade da água, visto que restringe os seus múltiplos usos, podendo representar séria ameaça à saúde de animais e dos seres humanos. Trata-se de um fenômeno que se caracteriza pelo enriquecimento da água, provocado por fontes naturais ou antropogênicas de nutrientes, que resulta na diminuição na diversidade de espécies e no aumento do crescimento do fitoplâncton, algas, cianobactérias e plantas aquáticas (Khan e Mohammad, 2014; Boyd, 2020).

A clorofila-a, pigmento verde fotossintético presente nas bactérias fotoautotróficas e plantas, desponta como um dos principais indicadores da qualidade da água, do estado biofísico e do nível de eutrofização de um corpo de água (Ha et al., 2017; Matthews, 2017; Ansper e Alikas, 2019), além de ser utilizada na detecção da proliferação de algas (Pereira-Sandoval et al., 2019), cianobactérias (Page et al., 2018) e plantas aquáticas (Thamaga e Dube, 2018).

Os rios são uma importante fonte de água doce altamente dinâmica, variando espacial e temporalmente. O monitoramento regular desses ecossistemas é cada vez mais necessário para ampliar a compreensão dos processos biogeoquímicos e acompanhar as rápidas mudanças ambientais. O sensoriamento remoto fornece uma solução para o monitoramento e mapeamento contínuo e em larga escala desses ambientes (Barret e Frazier, 2016; Martins, 2019; Prasad et al., 2020). Assim, os satélites são ferramentas de detecção rápida, frequente, sinóptica, de locais dinâmicos subamostrados e com acesso limitado, que reduz os custos de monitoramento e prevenção da degradação da qualidade da água (IOCCG, 2018; Page et al., 2018).

O Programa Copernicus Sentinel-2 desenvolvido pela *European Space Agency* (ESA) compreende uma constelação com os satélites em órbita polar Sentinel-2A e Sentinel-2B. Os principais objetivos da missão são de monitorar as condições de uso e cobertura da Terra, mudanças climáticas e desastres, com uma política de acesso gratuito. O *MultiSpectral Instrument* (MSI) possui resoluções radiométrica de 13 bandas espectrais e espacial de 10 m, 20 m e 60 m, dependendo da banda específica (ESA, 2018; Phiri et al., 2020).

O uso de dados Sentinel-2 e as observações *in situ*, combinados por meio do uso de algoritmos bio-ópticos semiempíricos para a estimativa da concentração de clorofila-a e plantas aquáticas em águas interiores, são baseados em análises estatísticas entre dados radiométricos dos sensores dos satélites e medições de parâmetros de constituintes da água e das plantas, em

que a combinação de bandas espectrais seguem embasamentos físicos específicos fundamentados no comportamento espectral e atividade biológica do alvo, com resultados correlacionados à atividade biológica por meio de uma análise estatística (Morel, 2001; Ogashawara et al., 2017; Barbosa, 2019). Assim, os estudos, usualmente, abordam a combinação de bandas espectrais nas regiões azul e verde, vermelha e verde, vermelha e do infravermelho próximo, para o mapeamento da clorofila-a (Mouw et al., 2015; Toming et al., 2016; Ha et al., 2017). No caso das plantas aquáticas, as bandas estão na região azul, vermelha, infravermelho próximo, borda vermelha 1, infravermelho de ondas curtas 1 e 2 (Thamaga e Dube, 2018; Ghoussein et al., 2019; Dersseh et al., 2020).

O processo de crescimento acelerado e desordenado da cidade de Teresina, situada na região Nordeste do Brasil, tem causado problemas ambientais que incidem no rio Poti, como a eutrofização e o surgimento de proliferação de fitoplâncton, algas, cianobactérias e plantas aquáticas ocorridas, notadamente, desde 2003, no período seco do ano (Brasil, 2007; Costa, 2014; Santos, 2017). Em estudo recente, pesquisadores do Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Piauí (UFPI) estimaram a concentração de clorofila-a em sete pontos localizados no leito do rio Poti, durante as proliferações ocorridas nos anos de 2016 e 2017 (Pereira et al., 2020). No entanto, em 2019, ocorreu, grande proliferação de plantas aquáticas, especialmente de aguapés (*Eichhornia crassipes*) (Bom Dia Piauí, 2019).

Nesse contexto, este estudo foi desenvolvido para avaliar o desempenho de algoritmos semiempíricos de proporção de bandas em dados dos satélites Sentinel-2 na detecção e mapeamento da concentração de clorofila-a, nos anos de 2016 e 2017, e plantas aquáticas, em 2019, no leito urbano do rio Poti, em Teresina, Piauí, Brasil, com a perspectiva de viabilizar o monitoramento da qualidade da água do rio e de contribuir com a conservação do meio ambiente e da gestão sustentável desse recurso hídrico.

3.2.2 Material e Métodos

3.2.2.1 Área de estudo

A área de estudo corresponde ao trecho urbano de 36,8 km ao longo do rio Poti localizado em Teresina, Piauí, Brasil. Conforme relatado por Pereira et al. (2020), o Laboratório de Saneamento Ambiental, da Universidade Federal do Piauí, em 2016 e 2017, realizou amostragens mensais das concentrações de clorofila-a em sete pontos de monitoramento localizados no leito do rio Poti. Os pontos de coleta se situam em locais de fácil acesso, bem como em regiões com pouca intervenção urbana ou mais urbanizadas do rio Poti em Teresina.

É importante destacar que a área escolhida se transforma num ambiente lântico, no período seco do ano, diferente da condição lótica do período chuvoso. Ressalta-se que de acordo com a Normal Climatológica do Brasil 1981-2010, o período seco em Teresina ocorre entre os meses de junho a novembro. A média de temperatura, umidade relativa e precipitação, no período seco de 2016 e 2017, foi, respectivamente, de 29,2°C, 52,3% e 10,7 mm (INMET, 2018).

Na Figura 1, se encontra a distribuição espacial dos pontos de monitoramento, em que a partir do ponto PT-05, a montante (sul) e a jusante (norte), é observada a extensa proliferação de plantas aquáticas, especialmente de aguapés, ocorrida em 31 de outubro de 2019.

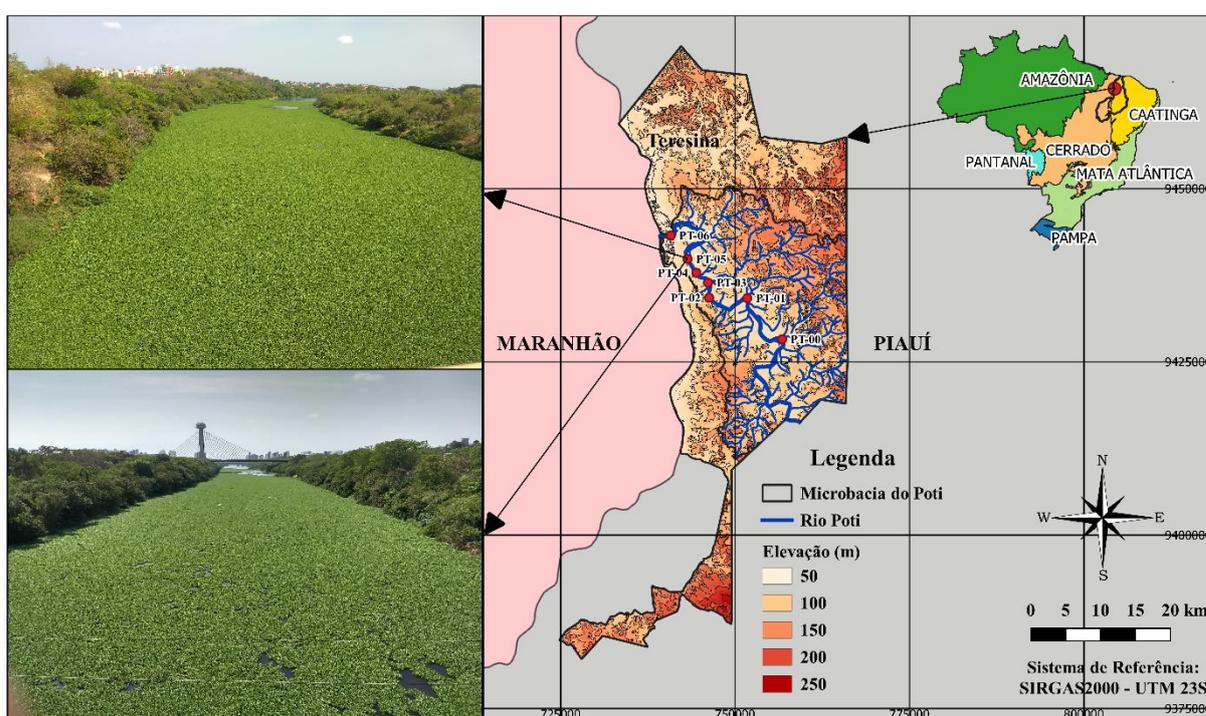


Figura 1. Área de estudo: Localização de Teresina no contexto dos biomas brasileiros Cerrado e Caatinga (MMA, 2017), bem como a localização da microbacia do rio Poti em Teresina, com os seus limites e hidrografia (ANA, 2017), altimetria obtida do modelo digital de elevação SRTM (USGS, 2019) e localização dos sete pontos de monitoramento.

De acordo com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2019), a microbacia do rio Poti na região de Teresina apresenta uma criticidade qualitativa que decorre da degradação da qualidade da água, em função do lançamento de efluentes domésticos e práticas inadequadas de deposição de resíduos sólidos. A proporção de corpos hídricos com boa qualidade da água na Região Hidrográfica Parnaíba, que engloba o rio Poti, alcançou 68,2%. Ainda, conforme a ANA, a condição boa considera os limites da classe 2 dos padrões de qualidade da água de rios e reservatórios definidos na Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).

3.2.2.2 Aquisição e pré-processamento dos dados de sensoriamento remoto

Os dados dos satélites Sentinel-2, A e B, órbita 138, foram adquiridos na plataforma digital *Copernicus Open Access Hub* (ESA, 2019). Os produtos Nível-1C (L1C), de 2016 e 2017, e Nível-2A (L2A), de 2019, são pré-processados com correções radiométricas *Top-of-atmosphere* (TOA) e *Bottom-of-atmosphere* (BOA), respectivamente, bem como são ortorretificados, georreferenciados (ESA, 2018). A correção atmosférica no produto L1C foi realizada com o processador Sen2Cor-2.8, disponível na caixa de ferramentas do programa *Sentinel Application Platform*, resultando no produto L2A. As especificações das bandas dos satélites Sentinel-2, A e B, são apresentadas na Tabela 1 (ESA, 2018; Sinergise, 2018).

Tabela 1. Especificações das bandas dos satélites Sentinel-2A e Sentinel-2B.

Número da banda	Nome da banda	Comprimento de onda central S2-A	Comprimento de onda central S2-B	Finalidades do sensor MSI
B04	Vermelho	664,6 nm	664,9 nm	Identificar tipos de vegetação, solos e características urbanas
B05	Borda vermelha 1	704,1 nm	703,8 nm	Classificar vegetação
B06	Borda vermelha 2	740,5 nm	739,1 nm	Classificar vegetação
B08	Infra vermelho próximo	832,8 nm	832,9 nm	Mapear linhas costeiras e teor de biomassa; detectar e analisar vegetação
B08A	Borda vermelha 4	864,7 nm	864,0 nm	Classificar vegetação

Para explorar a concentração de clorofila e a proliferação e plantas aquáticas, foram formados os seguintes conjuntos de dados, respectivamente: i) oito produtos nível L1C, considerando as datas de Pereira et al. (2020); ii) seis produtos nível L2A, com as seguintes datas de aquisição: 14 de setembro de 2019 e 14 de outubro de 2019, do Sentinel-2B; 29 de outubro de 2019, 08 de novembro de 2019, 08 de dezembro de 2019, e 28 de dezembro de 2019, do Sentinel-2A.

3.2.2.3 Algoritmos de recuperação de clorofila-a

A recuperação da concentração de clorofila-a foi baseada na revisão da literatura, na qual foram selecionados os algoritmos bio-ópticos semiempíricos *Maximum Chlorophyll Index* (MCI), *Maximum Peak Height* (MPH) e *Normalized Difference Chlorophyll Index* (NDCI), apresentados nas Equações 1, 2 e 3, simultaneamente. Os índices incluem as bandas azul, verde, e vermelho e aquelas que incluem a faixa da borda vermelha. Esses índices apresentaram os

melhores desempenhos na estimativa da clorofila-a nas imagens Sentinel-2, em águas interiores de regiões com características geográficas e climáticas semelhantes às encontradas em Teresina (Matthews, 2017; Xu et al., 2019; Peppas et al., 2020). Assim, foram realizadas as seguintes etapas no software QGIS 3.4.5: i) Cálculo da concentração de clorofila-a, em função dos índices MCI, MPH e NDCI; ii) Listagem dos valores da clorofila-a nos pontos de monitoramento. A seleção da banda do Sentinel-2A seguiu o critério de proximidade com o comprimento de onda mais próximo ao definido em cada índice.

$$\text{MCI} = \text{B05} - 1.005 \left(\text{B04} + \left((\text{B06} - \text{B04}) \times \left(\frac{\lambda_{\text{B05}} - \lambda_{\text{B04}}}{\lambda_{\text{B06}} - \lambda_{\text{B04}}} \right) \right) \right) \quad (1)$$

$$\text{MPH} = \text{B05} - \text{B04} - \left((\text{B08A} - \text{B04}) \times \left(\frac{\lambda_{\text{B05}} - \lambda_{\text{B04}}}{\lambda_{\text{B08A}} - \lambda_{\text{B04}}} \right) \right) \quad (2)$$

$$\text{NDCI} = (\text{B05} - \text{B04}) / (\text{B05} + \text{B04}) \quad (3)$$

As diferenças entre as concentrações de clorofila-a pontuais, *in situ* (Chla-is) e derivadas de satélite (MCI, MPH, NDCI), foram quantificadas, nos programas R 3.6.1 e Past 3.24, usando as seguintes métricas estatísticas: coeficiente de determinação (R^2), o erro médio quadrático da raiz (RMSE) e o viés (Bias) (Ha et al., 2017; Qin et al., 2017; Page et al., 2018).

3.2.2.4 Dados *in situ* de clorofila-a, fósforo total e determinação do índice de estado trófico

Ressalta-se que neste estudo são empregadas as mesmas 56 amostras de clorofila-a *in situ* e os mesmos oito produtos LIC do satélite Sentinel-2A, dispostos em Pereira et al. (2020), assim sendo, existem os mesmos números de confrontos que variaram com uma diferença de um a doze dias, em todas as janelas de tempo disponíveis na estação seca.

As campanhas de amostragem de fósforo foram realizadas em conjunto com as amostragens da clorofila-a, assim como seguiram os padrões estabelecidos no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (ANA) e na Resolução nº 357/2005 CONAMA. As amostras de fósforo foram filtradas, extraídas e calculadas pelo método colorimétrico (APHA, 2005).

Para classificar o rio Poti em diferentes níveis de eutrofização ou graus de trofia, foi utilizado o Índice de Estado Trófico (IET) com os parâmetros clorofila-a (CL) e fósforo total (PT). As equações para o cálculo do IET(CL), Equação 4, e IET(PT), Equação 5, em rios estão em consonância com (Lamparelli, 2004):

$$IET(CL) = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times \ln(CL))/(\ln(2))) - 20 \quad (4)$$

$$IET(PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times \ln(P))/(\ln(2))) - 20 \quad (5)$$

Os resultados apresentados de IET representam a média aritmética simples dos índices relativos à clorofila-a e fósforo total, segundo a Equação 6 (CETESB, 2020):

$$IET = [IET(CL) + IET(PT)]/2 \quad (6)$$

O IET(PT) é uma medida do potencial de eutrofização, já que o fósforo atua como o agente causador do processo. O IET(CL) é uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas. Assim, o IET engloba a causa e o efeito do processo (CETESB, 2020).

Logo depois, os resultados do índice são comparados com os níveis de tróficos, ou seja, a produtividade do ecossistema. Na Tabela 2 são apresentados os limites específicos e suas respectivas características, definidas de acordo com os padrões de qualidade da água de rios determinados na Resolução nº 357/2005 CONAMA (Lamparelli, 2004, CETESB, 2020).

Tabela 2. Classificação do IET (mg/m³) para rios, em que cada classe de estado trófico é representada por cores definidas.

Estado Trófico	Ponderação	Características
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	Corpos d'água limpos e com produtividade muito baixa
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	Corpos d'água limpos e com produtividade baixa
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	Corpos d'água com produtividade intermediária
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	Corpos d'água com produtividade alta e com aumento da concentração de nutrientes
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	Corpos d'água com produtividade alta e episódios florações de algas
Hipereutrófico	$IET > 67$	Corpos d'água afetados pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes

3.2.2.5 Algoritmo de recuperação de vegetação

Uma forma de identificação da vegetação em ambientes aquáticos se dá pela utilização de índices de vegetação, os quais são medidas radiométricas adimensionais, que indicam a atividade da vegetação verde, agregando-se ao índice de área foliar, porcentagem de cobertura verde, teor de clorofila e biomassa verde (Jensen, 2014). O *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), equação 7, é um algoritmo bio-óptico semiempírico amplamente usado em imagens Sentinel-2 para estimar a área coberta por plantas aquáticas em rios e lagos, pois

normaliza a dispersão de folhas verdes nos comprimentos de onda do infravermelho próximo, com absorção de clorofila nos comprimentos de onda vermelho (Ghoussein et al., 2019; Dersseh et al., 2020).

$$\text{NDVI} = (\text{B08} - \text{B04}) / (\text{B08} + \text{B04}) \quad (7)$$

Para estimar a taxa de expansão das plantas aquáticas (PA), especificamente, a taxa máxima de expansão mensal, foi feito um cálculo, considerando as áreas de coberturas no mês atual e no mês anterior. A classificação foi focada apenas nos limites do rio Poti e não inclui a vegetação ribeirinha. A taxa de expansão mensal das plantas aquáticas foi calculada comparando-se a cobertura das plantas aquáticas de meses sucessivos (Dersseh et al., 2020), conforme a Equação 8.

$$\left(\frac{\text{Área de PA no mês atual} - \text{Área de PA no mês anterior}}{\text{Área de PA no mês anterior}} \right) \times 100\% \quad (8)$$

A fim de avaliar a biomassa fresca dos aguapés *in situ* no final do período seco, foram coletadas manualmente uma amostra das plantas com o auxílio de uma estrutura quadrada, feita de madeira e com área de 25 m², e realizada a pesagem em uma balança digital, com precisão de uma casa decimal (Figura 2). Ressalta-se que devido às dimensões médias das plantas, ser em torno de 0,5 m, tornou-se inviável usar comprimentos menores que 5 m para os lados da estrutura de madeira.



Figura 2. Estrutura de madeira e o procedimento de pesagem dos aguapés.

3.2.3 Resultados e Discussão

3.2.3.1 Comparação das concentrações de clorofila-a

O desempenho dos índices MCI, MPH e NDCI foram analisados, pontualmente, nas imagens disponíveis do satélite Sentinel-2A, pois dependendo das propriedades ópticas da água do rio, clorofila-a, temperatura, nutrientes e luz, os referidos índices tendem a variar em desempenho, podendo introduzir erros de classificação. No total, quatro valores de clorofila-a foram utilizados para cada ponto de amostragem. Os desempenhos dos algoritmos semiempíricos para o rio Poti, em 2016 e 2017, estão resumidos na Tabela 3.

Tabela 3. Comparação pontual entre a concentração estimada e *in situ* de clorofila-a (mg/m³) em 2016 e 2017.

Ponto/Ano	MCI			MPH			NDCI		
	R ²	RMSE	Viés	R ²	RMSE	Viés	R ²	RMSE	Viés
PT-00/16	0,74	113,30	-112,94	0,01	47,15	-40,49	0,19	22,33	17,71
PT-01/16	0,05	116,27	-98,82	0,16	109,69	-90,30	0,01	38,60	31,27
PT-02/16	0,04	148,58	-128,76	0,02	146,54	-121,93	0,09	42,31	32,54
PT-03/16	0,97	220,42	-193,49	0,98	219,72	-196,67	0,97	24,02	22,96
PT-04/16	0,98	288,90	-271,73	0,92	324,24	-302,59	0,50	43,30	39,24
PT-05/16	0,05	285,38	-260,61	0,05	352,52	-307,57	0,52	31,91	28,31
PT-06/16	0,01	295,57	-264,32	0,00	323,11	323,11	0,02	34,53	27,04
PT-00/17	0,16	93,81	-13,58	0,98	16,60	13,46	0,00	5,50	5,20
PT-01/17	0,31	87,62	-77,29	0,00	58,23	-45,39	0,03	12,40	10,32
PT-02/17	0,39	151,36	-147,86	0,76	121,51	-116,63	0,97	18,81	18,81
PT-03/17	0,19	126,26	-120,81	0,37	100,27	-92,87	0,25	11,42	9,20
PT-04/17	0,72	131,63	-128,84	0,64	110,41	-104,45	0,59	11,37	9,16
PT-05/17	0,44	124,12	-113,17	0,60	113,64	-103,84	0,96	10,77	10,17
PT-06/17	0,01	216,74	-199,20	0,49	257,37	-236,02	0,15	12,79	11,20

Considerando uma correlação moderada, com valores de R² iguais ou superiores a 0,50, os índices MPH e NDCI obtiveram seis valores, enquanto o índice MCI obteve quatro valores. Portanto, o índice NDCI obteve a melhor performance pontual comparado ao índice MPH, pois os valores do viés foram mais próximos de zero, demonstrando, pequena superestimação sistemática da concentração de clorofila-a estimada pelos dados Sentinel-2 e dados *in situ*. Conforme estes resultados, a relação entre as bandas B04 e B05 é a mais indicada para a recuperação de clorofila-a no rio Poti, o que se encontra em consonância com o observado por Pereira et al. (2020).

O aumento das concentrações de clorofila-a é decorrente de variações na composição e fisiologia das espécies do fitoplâncton, presentes nesse ambiente e do aumento na biomassa de cianobactérias, as quais passam a ser dominantes, principalmente, no período seco, o que

demonstra possíveis ajustes dessas comunidades fitoplanctônicas às condições ambientais existentes ao longo do tempo como observado por Soares et al. (2019).

3.2.3.2 Mapeamento dos níveis de eutrofização

O mapeamento das concentrações de clorofila-a foi realizado no QGIS 3.4.5, em que foi gerado um recorte referente à área de estudo, nas imagens resultantes de cada equação calculada. A Figura 3 mostra a mudança na concentração de clorofila-a no início da estação seca, nos meses de agosto a novembro de 2016 e 2017, calculada com dados do índice NDCI. Na figura, a alta concentração de clorofila-a corresponde a cor vermelha.

Os mapas derivados do Sentinel-2A-L2A permitem a identificação de áreas com altas ou baixas concentrações de clorofila-a e, novamente, mostram que o trecho do ponto PT-04 até a foz do rio Poti permanece como a área que apresenta as maiores concentrações de clorofila-a, conforme estudo de Pereira et al. (2020).

3.2.3.3 Classificação do índice de estado trófico

Os resultados do IET e níveis de tróficos para os pontos monitorados são apresentados na Tabela 4. Os valores indicaram que o trecho do rio Poti apresentou boa qualidade da água, com a predominância de baixo potencial de desenvolvimento da eutrofização nos sete pontos de monitoramento. Ademais, percebe-se que o IET(CL), ou seja, a clorofila-a é o agente que mais contribuiu para o estabelecimento do IET.

Considerando a Resolução nº 357/2005 CONAMA, no tocante a classificação dos corpos de água, as amostras de clorofila-a e fósforo atenderam às condições e padrões da Classe 2, para águas doces, as quais são destinadas ao abastecimento para consumo humano, dessedentação de animais, proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário, irrigação, aquicultura e atividade de pesca (CONAMA, 2005).

Considerando os resultados para o IET, observam-se os seguintes estados tróficos em 2016: Ultraoligotrófico em 13 amostras (46,4%); Oligotrófico em 12 amostras (42,9%); e Mesotrófico em 3 amostras (10,7%). Em 2017, obteve-se unicamente o estado ultraoligotrófico nas 28 amostras. Assim, no geral, os resultados apontam para a predominância do mais baixo grau de trófia, ultraoligotrófico em 41 amostras (73,2%), seguidos de variações nas classes oligotrófico em 12 amostras (21,4%) e mesotrófico em 3 amostras (5,4%), durante todo o período seco do referido biênio.

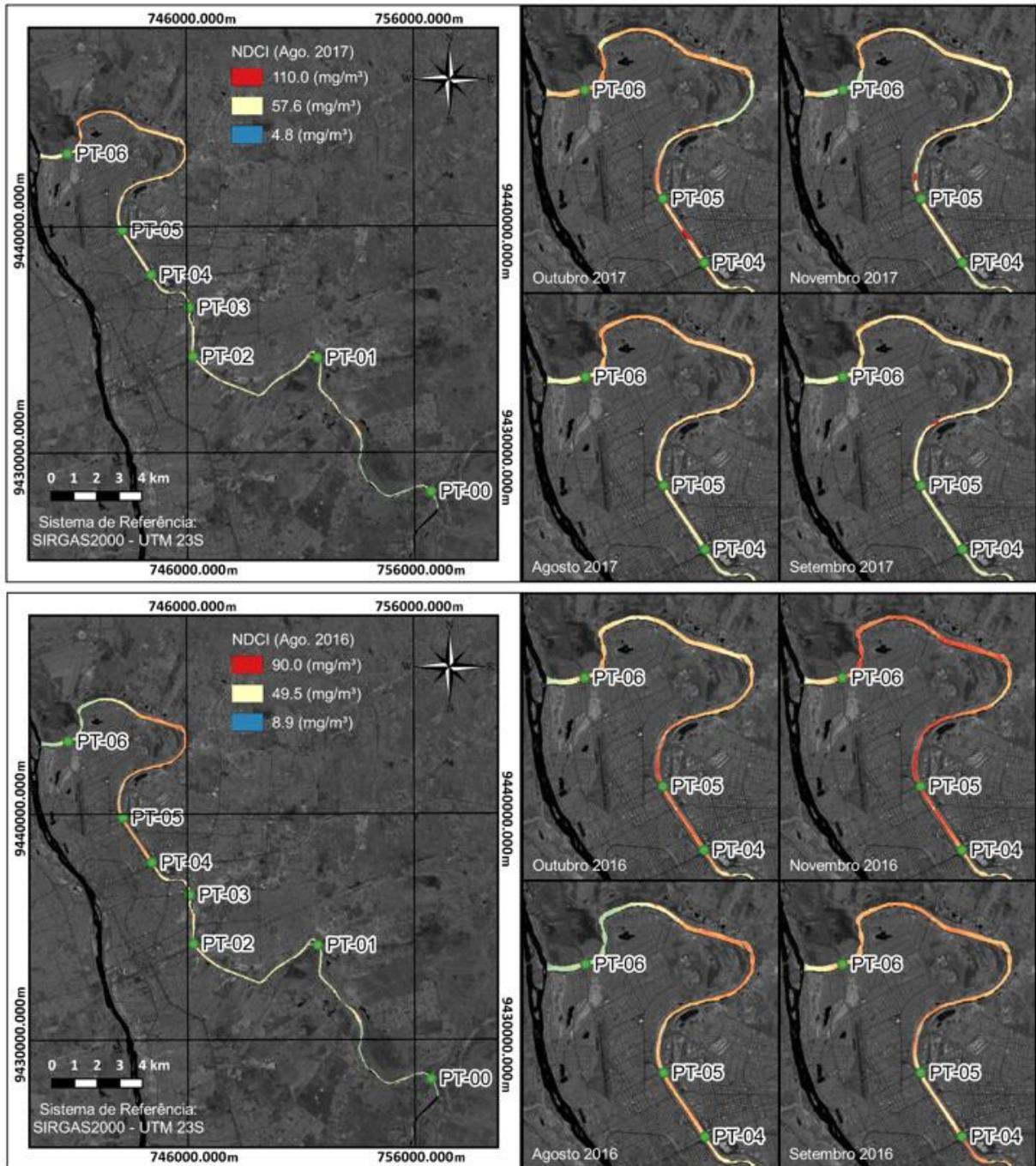


Figura 3. Distribuição espacial da concentração de clorofila-a de agosto a novembro de 2016 e de agosto a novembro de 2017

Tabela 4. Classificação do rio Poti em função do IET (mg/m³).

Ponto	IET	Ago/16	Set/16	Out/16	Nov/16	Ago/17	Set/17	Out/17	Nov/17
PT-00	IET(CL)	64,79	64,79	81,64	76,79	62,41	62,41	62,41	68,41
	IET(PT)	12,46	15,18	14,78	14,78	5,26	15,90	14,35	15,73
	IET	38,63	39,99	48,21	45,79	33,83	39,15	38,38	42,07
PT-01	IET(CL)	86,30	70,79	81,64	70,79	62,41	76,34	62,41	71,91
	IET(PT)	17,35	19,06	19,90	19,90	6,42	15,90	15,37	14,78
	IET	51,83	44,93	50,77	45,35	34,41	46,12	38,89	43,35
PT-02	IET(CL)	87,64	80,30	64,79	74,30	71,91	80,41	71,91	62,41
	IET(PT)	17,09	15,73	17,09	17,09	7,37	16,38	16,38	15,55
	IET	52,36	48,02	40,94	45,70	39,64	48,39	44,15	38,98
PT-03	IET(CL)	74,30	78,72	74,30	80,30	62,41	62,41	76,34	68,41
	IET(PT)	18,78	14,99	15,73	15,73	8,86	16,06	14,78	15,73
	IET	46,54	46,85	45,02	48,02	35,63	39,23	45,56	42,07
PT-04	IET(CL)	86,99	80,30	78,72	78,72	68,41	62,41	76,34	62,41
	IET(PT)	21,55	20,20	20,82	20,82	10,02	15,90	17,09	15,37
	IET	54,27	50,25	49,77	49,77	39,21	39,15	46,71	38,89
PT-05	IET(CL)	78,72	82,79	64,79	81,64	68,41	68,41	74,41	68,41
	IET(PT)	18,68	21,08	21,66	21,66	10,97	16,38	18,59	18,38
	IET	48,70	51,93	43,23	51,65	39,69	42,39	46,50	43,39
PT-06	IET(CL)	70,79	85,55	80,30	64,79	62,41	68,41	71,91	76,34
	IET(PT)	17,60	19,15	20,69	20,69	9,48	15,18	18,06	15,73
	IET	44,20	52,35	50,50	42,74	35,94	41,79	44,99	46,03

3.2.3.4 Mapeamento da área colonizada por plantas aquáticas

O mapeamento da proliferação de plantas aquáticas foi realizado no QGIS 3.4.5. Os mapas, apresentados na Figura 4, permitem a identificação das áreas com a presença das plantas, mostrando a variação espaço-temporal da proliferação determinada com o índice NDVI. Aponta-se que o tapete verde de aguapés alcançou sua plenitude no final do período seco, em dezembro, no trecho a partir do Parque Ambiental Floresta Fóssil, um barramento natural que consiste em um afloramento rochoso no leito do rio Poti que reduz a sua largura e profundidade, até a foz, na confluência dos rios Poti e Parnaíba.

Na Figura 5, as áreas cobertas por plantas aquáticas aumentaram sucessivamente nos meses de estiagem, apresentando os seguintes valores: 6.847,5 m²; 65.371,3 m²; 168.736,4 m²; 386.193,9 m²; 430.608,5 m²; e 570.145,6 m². Ainda observando a Figura, percebe-se que a taxa de expansão mensal atingiu o pico máximo em 14 de outubro de 2019. Estes resultados estão de acordo com os estudos de avaliação da qualidade da água do rio Poti, que mostram esse trecho como adequado para o crescimento dos aguapés, pois este lugar é o mais urbanizado, com a presença de diversos pontos de emissão de efluentes, resíduos sólidos e, provavelmente,

ligações clandestinas de efluentes domésticos e industriais na rede de drenagem de águas pluviais (Mendes-Câmara, 2011; Oliveira e Silva, 2014; Oliveira Filho e Lima Neto, 2018).

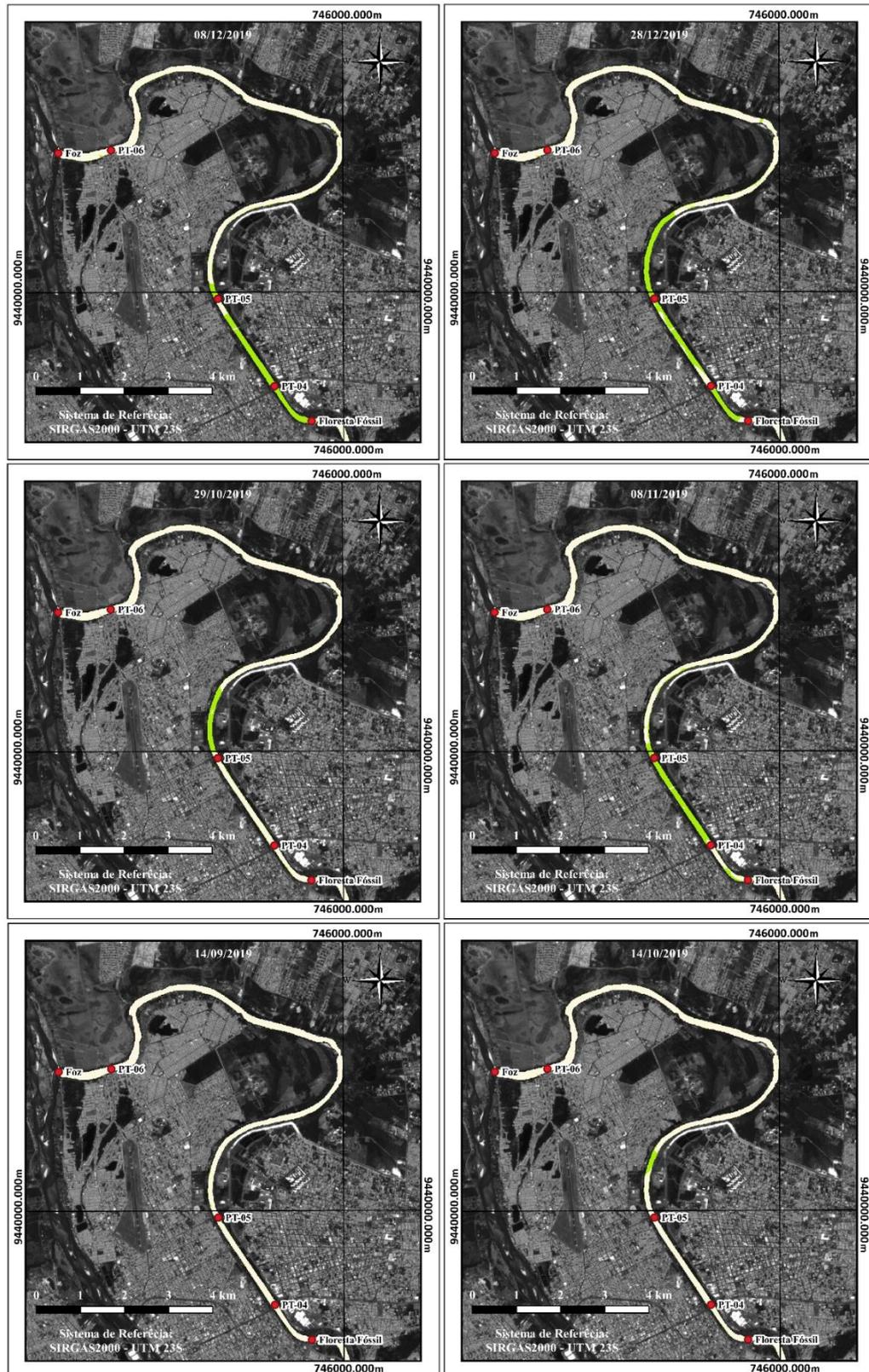


Figura 4. Distribuição espacial da proliferação plantas aquáticas em 2019

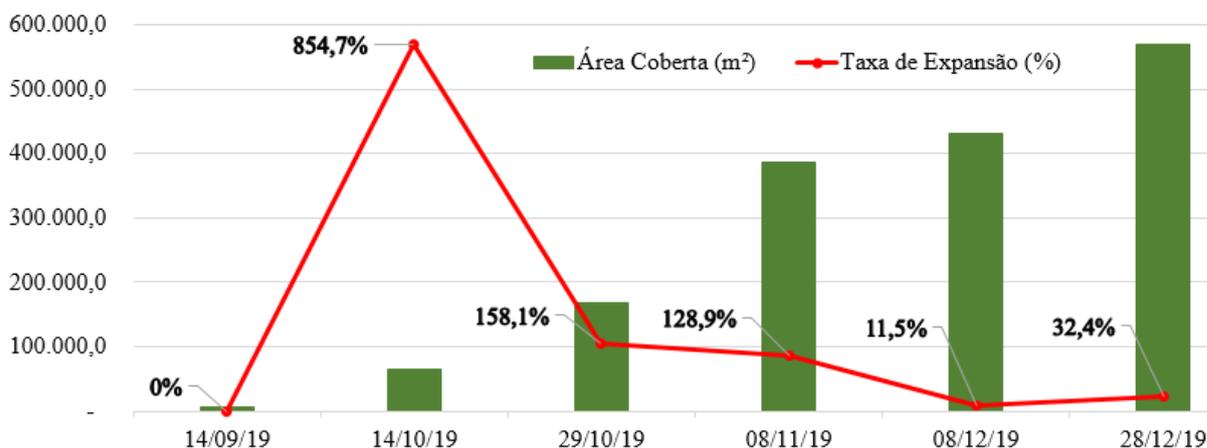


Figura 5. Apresentação gráfica da área coberta e taxa de expansão dos aguapés

No que se refere à avaliação da biomassa fresca dos aguapés *in situ*, no final do período seco, obteve-se a relação de 281,0 kg em 25 m², alcançando o valor de 11,2 kg/m², com uma média de altura individual das plantas de 0,5 m. Desde modo, considerando que a área máxima coberta pelos aguapés no final de dezembro foi de 57 hectares, estima-se uma produção de 6.408,4 toneladas de biomassa fresca de aguapés.

Geralmente, a proliferação de plantas aquáticas deve-se a diversos fatores, onde se destacam o aumento da disponibilidade nutricional e do nível de eutrofização, a altas temperaturas médias e intensa radiação luminosa, a baixa velocidade do vento, o represamento das águas do rio Poti pelo rio Parnaíba, a redução da vazão, largura e profundidade do rio Poti, bem como à falta de predadores e de competição entre espécies coexistentes, além da Prefeitura de Teresina não realizar investimentos na remoção mecânica de aguapés, tal como ocorreu no período de 2016 a 2018 (Thomaz e Bini, 2003; Esteves, 2011; Lima e Augustin, 2014; Nunes et al., 2017; Teresina, 2017; Teresina, 2019). As áreas cobertas desaparecem com o início do período chuvoso, com o aumento da vazão do rio Poti.

3.2.4 Conclusões

Neste estudo, foi avaliado o uso de dados dos satélites Sentinel-2, A e B, no sensoriamento remoto de rios urbanos, na região Nordeste do Brasil. Considerando uma correlação moderada entre os resultados da concordância quantitativa pontual entre os dados *in situ* e os valores obtidos com cada algoritmo semiempírico, o índice NDCI obteve melhor desempenho pontual que os índices MCI e MPH. Este estudo confirma que a relação entre as bandas B04 e B05 é a mais indicada para a recuperação de clorofila-a no referido rio, após a calibração dos índices aos componentes da água do rio Poti, o que se encontra em consonância com o observado por Pereira et al. (2020).

O IET, em 2016 e 2017, aponta para a predominância da classe ultraoligotrófico (73,2%) que é o mais baixo nível de eutrofização, bem como exibe variações nas classes oligotrófico (21,4%) e mesotrófico (5,4%). Todas as amostras de clorofila-a e fósforo atenderam aos limites da Classe 2, para água doce, estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 CONAMA. Além disso, os resultados demonstraram que o índice NDVI, semiempírico, se mostrou eficiente para a detecção e mapeamento da proliferação de plantas aquáticas no rio Poti, mostrando, claramente, a localização das áreas cobertas por aguapés. No início da proliferação, foi avaliada uma taxa de expansão máxima de 854,7%. No final do período seco ocorreu um ápice de área coberta pelo tapete verde de 570.145,6 m² e uma produção de 6.408,4 toneladas de biomassa fresca de aguapés.

A distribuição espaço-temporal da clorofila-a e das plantas aquáticas nos mapas das imagens do Sentinel-2A é consistente com o padrão de ocorrência determinado pelos dados *in situ*, como também a escala de representação dos mapas é suficiente para a gestão dessas áreas, devido as excelentes resoluções espaciais, de 10 m, e temporal, de cinco dias. Portanto, o sensor MSI provou ser uma ferramenta adequada para a detecção e mapeamento das concentrações de clorofila-a e proliferação de plantas aquáticas no rio Poti.

O correto dimensionamento e manejo da eutrofização e proliferação de plantas aquáticas são de grande importância para a mobilização das instituições responsáveis em prestar auxílio a estas regiões, pois permite a antecipação das ações preventivas e estruturadoras, garantindo um salto de qualidade na prestação de seus serviços.

3.2.5 Referências

- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2017. Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017 5k (BHO5k) [online]. Disponível: <http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>. Acesso: 03 mai. 2019.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2019. ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores. Brasília. Disponível: <https://www.ana.gov.br/aceso-a-informacao/institucional/publicacoes/ods6>. Acesso: 04 jun. 2020.
- Ansper, A.; Alikas, K., 2019. Retrieval of chlorophyll a from Sentinel-2 MSI data for the European Union Water Framework Directive reporting purposes. Remote Sensing [online] 11. Disponível: <https://doi.org/10.3390/rs11010064>
- APHA. American Public Health Association, 2005. Standard Methods for the Examination Water and Wastewater. 21. ed., Washington.

- Barbosa, C. C. F., 2019. Princípios físicos do sensoriamento remoto aquático. In: Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L. M.; Martins, V. S. (Eds.). Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações. 1. ed. São José dos Campos, SP: INPE. p. 23-54. Disponível: <http://www.dpi.inpe.br/labisa/livro/>
- Barret, D. C.; Frazier, A. E., 2016. Automated method for monitoring water quality using Landsat imagery. *Water* [online] 8. Disponível: <https://doi.org/10.3390/w8060257>
- Bom Dia Piauí, 2019. Aguapés cobrem rio Poti, em Teresina, e ambientalista alerta sobre os impactos ambientais. G1 PI [online]. Disponível: <https://g1.globo.com/pi/piaui/noticia/2019/10/18/aguapes-cobrem-rio-poti-em-teresina-e-ambientalista-alerta-sobre-os-impactos-ambientais.ghtml>. Acesso: 20 out. 2019.
- Boyd, C. E., 2020. *Water quality: an introduction*. 3. ed. Auburn: Springer. 440p.
- Brasil. Ministério Público Federal - Procuradoria da República no Piauí, 2007. Termo de Compromisso de Ajustamento de Conduta da Ação Civil Pública n. 2003.40.00.001796-1. Disponível: <http://www.mpf.mp.br/pi/publicacoes/tac/TAC%20Rios.pdf>. Acesso: 19 out. 2020.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2020. Publicações e Relatórios. Apêndice D - Índices de Qualidade das Águas. Disponível: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acesso: 21 nov. 2020.
- CONAMA (Brasil). 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. Diário Oficial [da] União: seção 1, Brasília, DF, n. 053, p. 58-63, 18 mar. 2005.
- Costa, C., 2014. Aguapés são retirados do Rio Poti em Teresina após ação do MPF. G1 PI [online]. Disponível: <http://g1.globo.com/pi/piaui/noticia/2014/02/apos-quatro-meses-da-acao-do-mpf-aguapes-serao-retirados-do-rio-poti.html>. Acesso: 03 nov. 2014.
- Dersseh, M. G.; Tilahun, S. A.; Worqlul, A. W.; Moges, M. A.; Abebe, W. B.; Mhired, D. A.; Melesse, A. M., 2020. Spatial and temporal dynamics of water hyacinth and its linkage with lake-level fluctuation: lake Tana, a sub-humid region of the Ethiopian highlands. *Water* [online] 12. Disponível: <https://doi.org/10.3390/w12051435>
- ESA. European Space Agency, 2018. Sentinel-2 Products Specification Document. France: Thales Alenia Space, 510p. Disponível: <https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2-Products-Specification-Document>. Acesso: 30 ago. 2018.
- ESA. European Space Agency, 2019. Copernicus Open Access Hub. Disponível: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>. Acesso: 15 ago. 2019.
- Esteves, F. de A., 2011. *Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 790p.

- Gaurav, G. K.; Mehmood, T.; Cheng, L.; Klemeš, J. J.; Shrivastava, D. K., 2020. Water hyacinth as a biomass: a review. *Journal of Cleaner Production* [online] 277. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122214>
- Ghoussein, Y.; Nicolas, H.; Haury, J.; Fadel, A.; Pichelin, P.; Hamdan, H. A.; Faour, G., 2019. Multitemporal remote sensing based on an FVC reference period using Sentinel-2 for monitoring *Eichhornia crassipes* on a Mediterranean river. *Remote Sensing* [online] 11. Disponível: <https://doi.org/10.3390/rs11161856>
- Ha, N. T. T.; Thao, N. T. P.; Koike, K.; Nhuan, M. T., 2017. Selecting the best band ratio to estimate chlorophyll-a concentration in a tropical freshwater lake using Sentinel 2A images from a case study of lake Ba Be (Northern Vietnam). *International Journal of Geo-Information* [online] 6. Disponível: <https://doi.org/10.3390/ijgi6090290>
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil. Normais Climatológicas do Brasil 1981-2010. Brasília, 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso: 14 abr. 2018.
- IOCCG. International Ocean Colour Coordinating Group, 2018. Earth observations in support of global water quality monitoring. GREB, S.; DEKKER, A.; BINDING, C. (eds.), IOCCG Report Series, n. 17. Dartmouth: IOCCG. 125p. Disponível: <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-113>.
- Jensen, J. R., 2014. Remote sensing of the environment an earth resource perspective. 2. ed. Harlow: Pearson. 614p.
- Khan, M. N.; Mohammad, F., 2014. Eutrophication: challenges and solutions. *In: Ansari, A. A.; Gill, S. S. (Eds.). Eutrophication: Causes, Consequences and Control. V. 2.* Dordrecht: Springer. p. 1-15. Disponível: <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6>
- Lamparelli, M. C., 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (Doutorado). São Paulo, USP.
- Lima, I. M. M. F.; Augustin, C. H. R. R., 2014. Bacia hidrográfica do rio Poti: dinâmica e morfologia do canal principal no trecho do baixo curso. *Revista Geonorte* [online] 5. Disponível: <https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1538>
- Martins, V. S., 2019. Sistemas orbitais para monitoramento de ambientes aquáticos. *In: Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L. M.; Martins, V. S. (Eds.). Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações. 1. ed.* São José dos Campos, SP: INPE. p. 107-135. Disponível: <http://www.dpi.inpe.br/labisa/livro/>
- Matthews, M. W., 2017. Bio-optical modeling of phytoplankton chlorophyll-a. *In: Mishra, D. R.; Ogashawara, I.; Gitelson, A. A. (Eds.). Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters. 1. ed.* Amsterdam: Elsevier. p. 157-188. Disponível: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00001-X>

- Mendes-Câmara, F. M., 2011. Avaliação da qualidade da água do rio Poti na cidade de Teresina, Piauí. Tese (Doutorado). Rio Claro, UNESP.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente, 2017. Biomass. Brasília. Disponível: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>. Acesso: 03 mai. 2019.
- Morel, A., 2001. Bio-optical models. In: Steele, J. H. (Ed.). Encyclopedia of ocean sciences. London: Academic Press Elsevier, p. 317-326. Disponível: <https://doi.org/10.1006/rwos.2001.0407>
- Mouw, C. B.; Greb, S.; Aurin, D.; Digiacomo, P. M.; Lee, Z.; Twardowski, M.; Binding, C.; Hu, C.; Ma, R.; Moore, T.; Moses, W.; Craig, S. E., 2015. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. Remote Sensing of Environment [online] 160. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.001>
- Nunes, H. K. B.; Silva, J. F. A.; Aquino, C. M. S., 2017. Aspectos geológicos e geomorfológicos da porção da bacia hidrográfica do rio potí em Teresina/Piauí: contribuições para o planejamento ambiental. Revista Equador [online] 6. Disponível: <https://revistas.ufpi.br/index.php/equador/article/view/6429/3865>
- Ogashawara, I.; Mishra, D. R.; Gitelson, A. A., 2017. Remote sensing of inland waters: background and current state-of-the-art. In: Mishra, D. R.; Ogashawara, I.; Gitelson, A. A. (Eds.). Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters. 1. ed. Amsterdam: Elsevier. p. 1-24. Disponível: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00001-X>
- Oliveira, L. N. de.; Silva, C. E., 2014. Qualidade da água do rio potí e suas implicações para atividade de lazer em Teresina-PI. Revista Equador [online] 3. Disponível: <https://ojs.ufpi.br/index.php/equador/article/view/1848>
- Oliveira Filho, A. A.; Lima Neto, I. E., 2018. Modelagem da qualidade da água do rio Potí em Teresina (PI). Engenharia Sanitária Ambiental [online] 23. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017142354>
- Page, B. P.; Kumar, A.; Mishra, D. R., 2018. A novel cross-satellite based assessment of the spatio-temporal development of a cyanobacterial harmful algal bloom. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation [online] 66. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.11.003>
- Peppas, M.; Vasilakos, C.; Kavrouidakis, D., 2020. Eutrophication monitoring for lake Pamvotis, Greece, using Sentinel-2 data. International Journal of Geo-Information [online] 9. Disponível: <https://doi.org/10.3390/ijgi9030143>
- Pereira, A. R. A.; Lopes, J. B.; Espindola, G. M.; Silva, C. E., 2020. Retrieval and mapping of chlorophyll-a concentration from Sentinel-2 images in an urban river in the semiarid region of Brazil. Revista Ambiente & Água [online] 15. Disponível: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2488>

- Pereira-Sandoval, M.; Urrego, E. P.; Ruiz-Verdú, A.; Tenjo, C.; Delegido, J.; Sòria-Perpinyà, X.; Vicente, E.; Soria, J.; Moreno, J., 2019. Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. *Limnetica* [online] 38. Disponível: <https://dx.doi.org/10.23818/limn.38.27>
- Phiri, D.; Simwanda, M.; Salekin, S.; Nyirenda, V. R.; Murayama, Y.; Ranagalage, M., 2020. Sentinel-2 data for land cover/use mapping: a review. *Remote Sensing* [online] 12. Disponível: <https://doi.org/10.3390/rs12142291>
- Prasad, S.; Saluja, R.; Garg, J. K., 2020. Assessing the efficacy of Landsat-8 OLI imagery derived models for remotely estimating chlorophyll-a concentration in the Upper Ganga river, India. *International Journal of Remote Sensing* [online] 41. Disponível: <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1688888>
- Qin, P.; Simis, S. G. H.; Tilstone, G. H., 2017. Radiometric validation of atmospheric correction for MERIS in the Baltic Sea based on continuous observations from ships and AERONET-OC. *Remote Sensing of Environment* [online] 200. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.08.024>
- Santos, L., 2017. Aguapés voltam a tomar conta da superfície do rio Poti. *Portalodia* [online]. Disponível: <https://www.portalodia.com/noticias/teresina/aguapes-voltam-a-tomar-conta-da-superficie-do-rio-poti-308858.html>. Acesso: 05 mar. 2018.
- Sinergise, 2018. Sentinel 2 EO products. Disponível: https://www.sentinel-hub.com/develop/documentation/eo_products/Sentinel2EOproduct. Acesso: 04 set. 2018.
- Soares, R. D. B.; Silva, C. E.; Sousa Batista, M. G., 2019. Avaliação qualitativa da segurança hídrica do rio Poti no município de Teresina-PI. *Educação Ambiental em Ação* [online] 18. 2019. Disponível: <http://revistaea.org/artigo.php?idartigo=3845>
- Teresina. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2017. Extrato do Primeiro Termo Aditivo ao Contrato 01/2016 – SEMAM/PMT. Disponível: <http://dom.pmt.pi.gov.br/admin/upload/DOM2070-23062017-ASSINADO.pdf>. Acesso: 26 out. 2020.
- Teresina. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2019. Extrato de Publicação do Termo de Colaboração nº 01/2019. Disponível: <http://dom.pmt.pi.gov.br/admin/upload/DOM2666-10122019-ASSINADO.pdf>. Acesso: 26 out. 2020.
- Thamaga, K. H.; Dube, T., 2018. Testing two methods for mapping water hyacinth (*eichhornia crassipes*) in the greater Letaba river system, South Africa: discrimination and mapping potential of the polar-orbiting Sentinel-2 MSI and Landsat 8 OLI sensors. *International Journal of Remote Sensing* [online] 39. Disponível: <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1479796>
- Thomaz, S. M.; Bini, L. M., 2003. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem. 341p.

Toming, K.; Kutser, T.; Laas, A.; Seep, M.; Paavel, B.; Nõges, T., 2016. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. Remote Sensing [online] 8. Disponível: <https://doi.org/10.3390/rs8080640>

USGS. United States Geological Survey, 2019. Digital Elevation SRTM 1 Arc-Second Global, USGS. Disponível: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 03 mai. 2019.

Yan, S. H.; Guo, J. Y. Water hyacinth: environmental challenges, management and utilization. Boca Raton, FL: CRC Press, 2017. 329p.

Xu, M.; Liu, H.; Beck, R.; Lekki, J.; Yang, B.; Shu, S.; Kang, E. L.; Anderson, R.; Johansen, R.; Emery, E.; Reif, M.; Benko, T., 2019. A spectral space partition guided ensemble method for retrieving chlorophyll-a concentration in inland waters from Sentinel-2A satellite imagery. Journal of Great Lakes Research [online] 45. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.09.002>

Revista Brasileira de Geografia Física

ISSN 1984-2295

<https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/index>

E-mail: rbgf@ufpe.br

4. CONCLUSÕES FINAIS

Analisando os aspectos relacionados ao monitoramento da qualidade da água por sensoriamento remoto, na região Nordeste do Brasil, este estudo é a primeira tentativa de avaliar o uso de dados dos satélites Sentinel-2, com o objetivo de avaliar e monitorar a eutrofização e a proliferação de plantas aquáticas no rio Poti.

Os resultados mostram que as imagens Sentinel-2 têm grande potencial para a detecção e mapeamento das concentrações de clorofila-a e proliferação de plantas aquáticas em um trecho do rio Poti, em Teresina, por meio de algoritmos bio-ópticos empíricos e semiempíricos.

Considerando uma correlação moderada entre os resultados da concordância quantitativa pontual entre os dados *in situ* de clorofila-a e os valores de reflectância da superfície da água obtidos com os índices empíricos Chl-1, Chl-2 e Chl-3, e semiempíricos MCI, MPH e NDCI, os índices Chl-2 e NDCI obtiveram os melhores desempenhos pontuais, pois os algoritmos mostraram que uma correlação foi estabelecida para identificar a variação espaço-temporal da concentração de clorofila-a ao longo do rio Poti de maneira ampla e não mais pontual por monitoramento convencional. A relação entre as bandas espectrais B04, com comprimento de onda central de 664,6 nm no Sentinel-2A e 664,9 nm no Sentinel-2B, e B05, com comprimento de onda central de 704,1 nm no Sentinel-2A e 703,8 nm no Sentinel-2B, é a mais indicada para a recuperação de clorofila-a no referido rio, após a calibração dos algoritmos aos componentes da água do rio.

Além disso, os resultados também demonstraram que o índice NDVI, semiempírico, se mostrou eficiente para a detecção e mapeamento da proliferação de plantas aquáticas no rio Poti, expondo, claramente, a localização das áreas cobertas por plantas aquáticas. No início da proliferação foi avaliada uma taxa de expansão máxima de 854,7%. No final do período seco ocorreu um ápice de área coberta pelo tapete verde de 570.145,6 m² e uma produção de 6.408,4 toneladas de biomassa fresca de aguapés.

A distribuição espaço-temporal da clorofila-a e das plantas aquáticas nos mapas das imagens do Sentinel-2A é consistente com o padrão de ocorrência determinado pelos dados *in situ*, como também a escala de representação dos mapas é suficiente para a gestão dessas áreas, devido as excelentes resoluções espacial, de 10 m, e temporal, de cinco dias. Portanto, essa pesquisa permite comprovar a hipótese que o sensor MSI é uma ferramenta adequada para a detecção e monitoramento da eutrofização e plantas aquáticas no rio Poti.

Ademais, percebendo a ausência da execução, de maneira sistemática e contínua, do monitoramento da qualidade da água deste importante recurso hídrico, espera-se que os índices

avaliados positivamente possam servir como referência para a implementação de um sistema automatizado de monitoramento da eutrofização e/ou, consequentes, proliferações de fitoplâncton, algas, cianobactérias e plantas aquáticas, usando algoritmos bio-ópticos calibrados para as propriedades ópticas do rio Poti e dados Sentinel-2, buscando-se melhorar o gerenciamento ambiental preventivo e/ou corretivo dos referidos impactos ambientais.

Neste sentido, é importante recomendar a avaliação de diferentes algoritmos bio-ópticos com outras observações de campo, como as assinaturas espectrais dos aguapés em várias etapas de desenvolvimento, afim de verificar se as estimativas da distribuição espacial serão mais exatas ao longo do rio Poti. Ressalta-se que o aguapé coexiste com outras plantas nas margens, como a canarana (*Echinocloa pyramidalis Lam.*) e na água, como a ervilha d'água (*Lemna minor*), mas devido à eutrofização o aguapé termina dominando as outras espécies.

Além disso, considerando o desempenho positivo desta metodologia na recuperação de clorofila-a, recomenda-se que a mesma seja avaliada no monitoramento da qualidade da água de outros rios, situados em regiões com características geográficas e climáticas semelhantes às encontradas na área de estudo e que possuam a mesma necessidade de gestão ambiental. Adverte-se que é necessário observar as limitações metodológicas intrínsecas ao uso do Sensoriamento Remoto, principalmente, no tocante a resolução espacial do satélite, que impõe um limite mínimo de largura e comprimento para a calha do rio, e a porcentagem de cobertura de nuvens na imagem, considerando que as bandas estão distribuídas nas faixas do espectro eletromagnético do visível e infravermelho próximo.

Finalizando, sugere-se que a Prefeitura de Teresina, após considerar, em especial, os aspectos econômicos, sociais e ambientais, continue a realizar investimentos nas ações de caráter preventivo, como educação ambiental, ampliação da rede de esgotamento sanitário, identificação e verificação de pontos de dispensação de efluentes, resíduos sólidos e seus rejeitos, identificação de ligações clandestinas de efluentes domésticos e industriais na rede de drenagem de águas pluviais, e nas ações de caráter corretivo, como o controle da população por meio dos métodos mecânicos de remoção de aguapés. Recomenda-se, ainda, investir em estudos que verifiquem o seu uso como agente biológico para fitorremediação de nutrientes e poluentes no rio Poti e na posterior utilização da biomassa do aguapé. A composição química do jacinto d'água revelou ser rica em carbono, nitrogênio, fósforo, potássio e outros componentes inorgânicos e orgânicos, de modo que sua biomassa pode ser usada na produção de ração animal, fertilizante orgânico e bioenergia (Yan e Guo, 2017; Gaurav et al., 2020).