UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

Douglas Stefanello Facco

REFLECTÂNCIA ESPECTRAL EM AVALIAÇÕES SAZONAIS DO ESTADO TRÓFICO DAS ÁGUAS DO RESERVATÓRIO SOCEPE EM ITAARA, RIO GRANDE DO SUL

Santa Maria, RS
2018

Douglas Stefanello Facco

REFLECTÂNCIA ESPECTRAL EM AVALIAÇÕES SAZONAIS DO ESTADO TRÓFICO DAS ÁGUAS DO RESERVATÓRIO SOCEPE EM ITAARA, RIO GRANDE DO SUL

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Geografia.**

Orientador: Prof. Dr. Waterloo Pereira Filho

Santa Maria, RS
2018

Facco, Douglas Stefanello
REFLECTÂNCIA ESPECTRAL EM AVALIAÇÕES SAZONAIS DO ESTADO TRÓFICO DAS ÁGUAS DO RESERVATÓRIO SOCEPE EM ITAARA, RIO GRANDE DO SUL / Douglas Stefanello Facco.- 2018.
72 p.; 30 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências, RS, 2018

1. Sensoriamento Remoto 2. Índice de Estado Trófico 3. Eutrofização 4. Variáveis Limnológicas I. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Douglas Stefanello Facco

REFLECTÂNCIA ESPECTRAL EM AVALIAÇÕES SAZONAIS DO ESTADO TRÓFICO DAS ÁGUAS DO RESERVATÓRIO SOCEPE EM ITAARA, RIO GRANDE DO SUL

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Geografia.**

Aprovado em 22 de fevereiro de 2018:

_____

Waterloo Pereira Filho, Dr. (UFSM)
(Presidente/ Orientador)

_____

Ana Caroline Paim Benedetti Dra. (UFSM)

_____

Aline Trentin Dra. (UNIPAMPA) – Parecer

Santa Maria, RS
2018

Os que se encantam com a prática sem a ciência são como os timoneiros que entram no navio sem timão nem bússola, nunca tendo certeza do seu destino.

(Leonardo da Vinci)

RESUMO

REFLECTÂNCIA ESPECTRAL EM AVALIAÇÕES SAZONAIS DO ESTADO TRÓFICO DAS ÁGUAS DO RESERVATÓRIO SOCEPE EM ITAARA, RIO GRANDE DO SUL

AUTOR: Douglas Stefanello Facco
ORIENTADOR: Waterloo Pereira Filho

A despreocupação com a manutenção da qualidade das águas por vezes acarreta intensa degradação dos reservatórios que por consequência refletem os fenômenos que ocorrem nas bacias hidrográficas, sejam eles de origem natural ou antrópica. O excesso de nutrientes é um dos principais efeitos dos usos indevidos das terras nas bacias hidrográficas de reservatórios, considerando-se que uma maior carga de nutrientes implica no aumento da produtividade fitoplanctônica, ou seja, da produtividade primária a níveis acima do considerado natural, o que influencia a qualidade das águas para vários usos. A partir da determinação das concentrações de clorofila-a dos organismos fitoplanctônicos a qualidade das águas pode ser avaliada com a utilização do Índice de Estado Trófico (IET), que se trata de um indicador da qualidade das águas com base nas concentrações de um dos principais nutrientes para os organismos fitoplanctônicos, o fósforo total. Além do fósforo total e da clorofila-a, o referido índice também considera a transparência da água. Destas variáveis, a clorofila-a e transparência da água são consideradas opticamente ativas, o que permite a detecção e determinação das mesmas a partir do uso de dados de sensoriamento remoto. Neste contexto inseriu-se o presente trabalho, com o objetivo de avaliar espacialmente e temporalmente as variáveis opticamente ativas indicadoras da qualidade das águas do reservatório SOCEPE em Itaara no Estado do Rio Grande do Sul e desenvolver um modelo empírico de estimativa destas variáveis a partir de dados de Sensoriamento Remoto. Para a realização dos objetivos da pesquisa, coletas de amostras de água e medições *in loco* foram efetuadas para a determinação das variáveis opticamente ativas: transparência da água, clorofila-a e sólidos suspensos totais (SST) em três campanhas de campo realizadas em 01/04/2017, 31/08/2017 e 11/11/2017, o que permitiu caracterizar o reservatório com base na variabilidade sazonal das mesmas. Além disso, o IET foi calculado para a transparência da água e concentrações de clorofila-a, sendo estas variáveis, juntamente com os sólidos suspensos totais, também relacionadas à reflectância da água obtida pelo Sensor Operational Land Imager (OLI) do satélite Landsat-8, para a geração de modelos empíricos de estimativa das mesmas. Ademais, efetuou-se a análise da influência da bacia hidrográfica sobre as variáveis opticamente ativas, considerando o verdor da vegetação verificado a partir do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). Alterações sazonais em relação às variáveis opticamente ativas foram verificadas. Para a clorofila-a as maiores concentrações foram verificadas nas estações mais quentes. A transparência da água foi menor em meses de inverno, quando se verificou as maiores concentrações de sólidos suspensos totais. O IET variou sazonalmente e espacialmente de eutrófico a oligotrófico, sendo as principais variações espaciais ocorridas no alto e baixo curso do reservatório, evidenciando a influência da bacia hidrográfica em suas águas, comprovada pelas relações entre o verdor da vegetação de florestas e das áreas utilizadas para agricultura com as variáveis opticamente ativas, destacando-se as concentrações de sólidos suspensos totais em períodos de preparo do solo para o plantio das culturas agrícolas. Considerando o objetivo deste estudo é possível concluir que as técnicas e metodologias utilizadas mostraram-se eficientes para representar de maneira adequada a dinâmica sazonal e a variabilidade espacial das variáveis analisadas e que os dados de sensoriamento remoto podem permitir a estimativa das variáveis opticamente ativas estudadas no reservatório SOCEPE temporalmente e espacialmente.

Palavras-chave: Eutrofização. Índice do Estado Trófico. Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

SPECTRAL REFLECTANCE IN SEASONAL EVALUATIONS OF THE TROPICAL STATE OF THE WATERS OF THE SOCEPE RESERVOIR IN ITAARA, RIO GRANDE DO SUL

AUTHOR: DOUGLAS STEFANELLO FACCO
ADVISOR: WATERLOO PEREIRA FILHO

A lack of concern with maintaining water quality, sometimes in the intense degradation of the reservoirs which, as a consequence, reflect in the phenomena that occur in the hydrographic basin, whether of natural or anthropic origin. Excess nutrients are one of the main effects of land misuse in hydrographic basin of reservoir, considering that a higher load of nutrients implies an increase in phytoplankton productivity, that is, from primary productivity to levels that are considered natural, which influences the quality of water for many uses. From the determination of chlorophyll-a concentrations of phytoplanktonic organisms, water quality can be evaluated with the use of the Trophic State Index, that it is an indicator of the water based on the concentrations of one of the main nutrients phytoplankton: the total phosphorus. In addition to total phosphorus and chlorophyll-a, this index also considers the transparency of water. Of these variables, chlorophyll-a and water transparency are considered optically active, which allows their detection and determination from the use of remote sensing. In this context, the present work was inserted, with the objective of spatially and temporally the optically active variables indicative of the water quality of the reservoir SOCEPE, Itaara in the State of Rio Grande do Sul, and to develop an empirical model of estimation of these variables from Remote Sensing data. In order to achieve the objectives of the research, water samples and on-site measurements in loco were performed for the determination of optically active variables, water transparency, chlorophyll a and total suspended solids (TSS) in three field campaigns made in 01/04/2017, 08/31/2017 and 11/11/2017, which makes it possible to characterize the reservoir based on their seasonal variability. In addition, the TSI was calculated for water transparency and chlorophyll-a concentrations, being these variables together with the total suspended solids, also related to the water reflectance obtained by the Operational Land Imager (OLI) Sensor of the satellite Landsat-8, for the generation of empirical models for estimating them. In addition, the analysis of the influence of the hydrographic basin on the optically active variables, considering the of the vegetation verified from the Index of Vegetation by Normalized Difference (NDVI). Seasonal changes in relation to the optically active variables were verified. For chlorophyll-a, the highest concentrations were verified in the hottest seasons. The transparency of the water was lower in winter months, when the highest concentrations of total suspended solids were observed. The TSI varied seasonally and spatially from eutrophic to oligotrophic, with the main spatial variations occurring in the upper and lower reaches of the reservoir, evidencing the influence of the river basin on its waters, verified by the relationships between the greenery of the forest vegetation and the areas used for agriculture with optically active variables, highlighting the concentrations of suspended solids soil preparation periods for planting agricultural cultures. Considering the purpose of this study, it is possible to conclude that the techniques and methodologies used proved to be efficient for to adequately represent the seasonal dynamics and spatial variability of the variables analyzed and that the remote sensing data can allow the estimation of the optically active variables studied in the reservoir SOCEPE temporally and spatially.

Key-words: Eutrophication, Trophic State Index, Remote sensing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sequência de evolução do processo de eutrofização em um corpo d'água. 20

Figura 2 - Diferentes comprimentos de onda e frequências. 24

Figura 3 - Reflexão especular e reflexão difusa. 26

Figura 4 - Curva de Absorção e Espalhamento da luz na água pura 27

Figura 5 - Padrão espectral da água e os constituintes opticamente ativos em imagens do sensor hiperespectral Hyperion/EO-1 na região Amazônica. 28

Figura 6 - Medida de reflectância espectral da água com vários níveis de concentração de sedimentos em suspensão do tipo argiloso em (a), e siltoso em (b). 30

Figura 7 - Porcentagem de reflectância de água clara e de água com algas com base em medidas *in situ* feito com espectrorradiômetro. 32

Figura 8 - Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl-a. 32

Figura 9 - Espectro de absorção de aatéria orgânica dissolvida na água 33

Figura 10 - Fator de Reflectância Bidirecional de simulação em laboratório de um corpo d'água com diferentes concentrações de matéria orgânica dissolvida. 34

Figura 11 - Localização da área de estudo no município de Itaara no Estado do Rio Grande do Sul ... 39

Figura 12 - Características visuais do reservatório SOCEPE 40

Figura 13 - Localização dos pontos de coleta de água, no reservatório SOCEPE sobre a imagem Landsat 8 sensor OLI 41

Figura 14 - Imersão do Disco de Secchi para determinação da transparência da água. 42

Figura 15 - Equipamentos utilizados no procedimento do SST a) bomba de vácuo e compressor; b) balança analítica digital; c) filtros após processo de filtragem. 43

Figura 16 - Gráfico da distribuição das variáveis limnológicas e espectrais no Campo1, Campo 2 e Campo 3. 49

Figura 17 - Caracteristicas visuais da água no Campo 1, Campo 2 e Campo 3. 50

Figura 18 - Diagrama de dispersão entre as variáveis Clh-a, SST e dados de reflectancia das bandas 2, 3, 4 e 5 do sensor OLI. 52

Figura 19 - Espacialização das concentrações de Chl-a estimadas pela banda 3 do Landsat 8 para as campanhas de campo 54

Figura 20 - Espacialização das concentrações de SST estimadas pela banda 4 do Landsat 8 para as campanhas de campo 54

Figura 21 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a segundo Toledo (1983) no dia 01/04/2017. 56

Figura 22 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir da transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 01/04/2017. 57

Figura 23 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a e transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 01/04/2017. 57

Figura 24 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a segundo Toledo (1983) no dia 23/08/2017. 59

Figura 25 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir da transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 23/08/2017. 59

Figura 26 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a e transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 23/08/2017. 60

Figura 27 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a segundo Toledo (1983) no dia 11/11/2017. 61

Figura 28 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir da transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 11/11/2017. 61

Figura 29 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a e transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 11/11/2017. 62

Figura 30 - Mapa do NDVI da Bacia Hidrográfica do reservatório SOCEPE. 64

Figura 31 - Numero total de pixel contidos em cada classe de NDVI 65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características do sensor OLI 366

Tabela 2 - Classificação dos níveis de estado trófico para Reservatórios de Calson (1977) modificado por Toledo (1983). 455

Tabela 3 - Valores de média desvio padrão, minimo e maximo das variaveis Chl-a, transparência e TSS. 50

Tabela 4 - Analise de correlação entre as variáveis e limnológicas e as bandas do Landsat 8 - Sensor OLI 51

Tabela 5 - Médias dos NDVI para cada campanha de campo 63

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 13

2 OBJETIVOS 16

2.1 OBJETIVO GERAL 16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 16

3 REFERENCIAL TEÓRICO 17

3.1 DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA 17
3.2 EUTROFIZAÇÃO 18
3.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO PARA LAGOS E RESERVATÓRIOS 21
3.4 SENSORIAMENTO REMOTO 23
3.4.1 Interação da Radiação Eletromagnética (REM) com a água 23
3.4.2 Características espectrais da água pura 26
3.4.3 Resposta espectral da água em função dos componentes opticamente ativos (COAs) 28
3.4.3.1 Sedimentos em suspensão 29
3.4.3.2 Presença de Clorofila na água 30
3.4.3.3 Material Orgânico Dissolvido 33
3.4.4 Imagens Landsat 8 para estimativa de variáveis limnológicas 35
3.4.4.1 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada 36

4 MATERIAL E MÉTODOS 38

4.1 ÁREA DE ESTUDO 38
4.2 COLETA DE AMOSTRAS E DADOS *IN SITU* 41
4.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO 42
4.4 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO 44
4.5 IMAGENS ORBITAIS LANDSAT-8 OLI 45
4.5.1 NDVI da Bacia Hidrográfica do reservatório SOCEPE 45
4.5.2 Estimativa da concentração das variáveis limnológicas de maior correlação a partir de dados de reflectância do sensor OLI 46

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 47

5.1 DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E ESPECTRAIS NO RESERVATÓRIO SOCEPE 47
5.2 ESTIMATIVA DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS CORRELATAS COM OS DADOS DE REFLECTÂNCIA DO RESERVATÓRIO SOCEPE 51
5.3 DETERMINAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO 55
5.3.1 Estado trófico para o Campo 1 55
5.3.2 Estado trófico para o Campo 2 58
5.3.3 Estado trófico para o Campo 3 60
5.4 DINÂMICA DA VEGETAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RESERVATÓRIO SOCEPE. 62
CONSIDERAÇÕES FINAIS 66
REFERÊNCIAS 68

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural de extrema importância para a sobrevivência dos seres vivos. Além disso, é representada como um bem de imenso valor político, econômico e social. Atualmente, vários países sofrem com a escassez de água potável e, nessa perspectiva, a preocupação com a água se consolida cada vez mais como um recurso estratégico do ponto de vista geopolítico no cenário internacional (TUNDISI, 2003).

O Brasil, apesar de possuir 11,6% de toda a água doce do mundo, enfrenta alguns problemas. Dentre esses, podemos elencar a escassez de água que já está presente em algumas regiões brasileiras, seja pela falta em quantidade ou em qualidade (SOUZA et al., 2012). Além disso, grande parte do total da água doce está contida na Região Norte do Brasil, na bacia hidrográfica do Rio Amazonas, ou seja, nas áreas menos povoadas.

Para Christofoletti (1999), os problemas ambientais não podem ser considerados como fenômenos externos à sociedade pois são ocasionados, em grande parte, pelas atividades humanas. Em consequência disso, a procura em manter o bem-estar humano, a qualidade ambiental e as funções dos ecossistemas integram-se com as tomadas de decisão em todos os níveis socioeconômicos e culturais. Morais (2009) salienta que o homem é um agente ativo que sofre influências do meio mas que também atua construindo e modificando o espaço em que vive. Esse espaço é dinâmico e os elementos que o compõem (naturais e antrópicos) interagem de forma complexa, determinando o próprio ambiente.

Os problemas de qualidade de água ocorrem pela interação entre componentes internos e externos dos sistemas hídricos. Dessa forma, as condições socioeconômicas das comunidades vizinhas, a posição geográfica do corpo hídrico, a bacia hidrográfica como um todo, entre outros fatores, são aspectos que devem ser considerados nas análises ambientais. Estes impasses geralmente são determinados pelas atividades antrópicas observadas no âmbito das bacias hidrográficas, que em geral são descritas do ponto de vista ecossistêmico como sendo dissipadoras de energia e ruídos, bem como de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, que têm desafiado os princípios mais elementares de equilíbrio, homeostase e autossuficiência ambiental (DREW, 1983).

É de grande importância que os recursos hídricos apresentem condições tróficas adequadas para sua utilização. No entanto, os corpos de água são constantemente influenciados pelas atividades antrópicas em suas bacias hidrográficas de captação. Os sedimentos carregados pelo escoamento superficial das águas de precipitação pluvial,

provenientes das áreas agrícolas e os esgotos urbanos, tanto domésticos como industriais, são os principais fatores que contribuem para alterações na qualidade das águas dos reservatórios (MINELLA et al, 2007; TUNDISI, 2003; DERISIO, 2012).

Morais (2009) ressalta que se as margens dos ambientes aquáticos não são preservadas (área de preservação permanente), a probabilidade de ocorrência de assoreamento, erosão ou contaminação por fluentes é maior. Contudo, diferentes usos são atribuídos às mesmas, como a agricultura, pecuária e lazer, o que causa desmatamentos e desproteção do solo, contribuindo para o aumento da probabilidade de assoreamentos e degradação dos mananciais. A eutrofização é um processo que uma vez iniciado é de difícil controle. Algumas consequências desse processo são a redução de oxigênio, liberação e acumulação de substâncias tóxicas, e o desenvolvimento significativo de determinados organismos, como as cianobactérias produtoras de toxinas.

O uso adequado das terras é fator de fundamental importância para a produção de água de boa qualidade, visando diferentes usos, incluindo a dessedentação humana. As práticas de manejo dos solos têm sido aplicadas para minimizar as perdas de terras agricultáveis, a exemplo do plantio direto, o que repercute em menores cargas de sedimentos nos corpos de água (EMBRAPA, 2015).

Os fatores que podem desencadear a eutrofização são facilmente identificáveis, no entanto, as ações para a mitigação deste problema ambiental, como a aplicação de técnicas conservacionistas de manejo do solo, sejam elas edáficas, vegetativas ou mecânicas, não estão sendo efetivadas ou pelo menos não surtiram os efeitos esperados sobre os recursos hídricos, que constantemente são influenciados pelas atividades agrícolas. Nas áreas urbanas, situações similares podem ser verificadas, haja vista o lançamento de efluentes não tratados diretamente nos cursos de água.

O monitoramento dos ambientes aquáticos, geralmente é realizado a partir de amostragens da água em pontos específicos sobre os mesmos, que podem não representar toda a variabilidade espacial em relação aos parâmetros de qualidade das águas (KROGER e LAW, 2005). Além disso, a análise dos corpos de água conjuntamente as suas bacias hidrográficas, pode permitir a detecção de fontes pontuais de poluição ou mesmo de atividades que promovem maiores danos a qualidade das águas.

Diante deste cenário, o sensoriamento remoto se consolida como uma alternativa para complementar programas de monitoramento das águas, corroborando na aquisição de dados e informações essenciais para a tomada de decisão em relação às ações mitigadoras dos

problemas relacionados à degradação dos ambientes aquáticos (RITCHIE et al, 2003; BUKATA, 2005).

A partir do desenvolvimento de sensores multiespectrais, como aqueles desenvolvidos para a série de satélites LANDSAT, e de novas tecnologias de processamento e análise de dados orbitais, é possível identificar ocupações desordenadas nas bacias hidrográficas e realizar monitoramentos constantes e de baixo custo destas áreas (MOREIRA, 2011; NOVO, 2011).

O desenvolvimento desta pesquisa partiu da perspectiva de que o reservatório SOCEPE, localizado no município de Itaara no Estado do Rio Grande do Sul, está contido em uma bacia hidrográfica que integra áreas de atividades agrícolas e urbanas. Ademais, o reservatório é utilizado para atividades de recreação e para abastecimento urbano do município de Itaara.

A partir da constatação destes fatores, o monitoramento da qualidade das águas do reservatório da Sociedade Concórdia Caça e Pesca (SOCEPE) foi idealizado. Neste contexto, dados de variáveis limnológicas coletados *in situ* e determinados em laboratório foram analisados em conjunto com os dados de reflectância de um sensor remoto orbital, visando avaliações e estimativas de variáveis opticamente ativas indicadoras da qualidade das águas, em uma análise temporal e espacial sobre o reservatório.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar espacialmente e temporalmente variáveis opticamente ativas indicadoras de qualidade das águas do reservatório SOCEPE em Itaara no Estado do Rio Grande do Sul, e desenvolver modelos empíricos de estimativa destas variáveis a partir de dados de sensoriamento remoto.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar sazonalmente o reservatório SOCEPE em relação a variáveis opticamente ativas Clorofila-a (Chl-a), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Transparência da água;

- Verificar as relações entre a reflectância e os dados de variáveis opticamente ativas da água, para a geração de modelos empíricos de estimativa destas variáveis;

- Determinar o estado trófico da água do reservatório SOCEPE a partir da classificação de Toledo et al. (1983), considerando os parâmetros clorofila-a e transparência da água em uma análise sazonal;

- Verificar em análise sazonal a influência da bacia hidrográfica sobre as variáveis opticamente ativas e o estado trófico da água, considerando como critério o verdor da vegetação.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Segundo o Decreto Federal de Nº 97.632 de 10 de abril de 1989, em seu Art. 2º, são considerados como degradação "os processos resultantes dos danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades tais como: a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos ambientais". Desse modo, a degradação ambiental é um conceito de múltiplos significados que ocorrem por consequências de ações antrópicas ou por meio de mudanças naturais adversas. Por conseguinte, para Sánchez (2006) e Rocha (2000) o termo degradação traz em seu significado a perda ou processo de degeneração de elementos do ambiente (solo, biodiversidade, vegetação, recursos hídricos), a perda das funções ambientais (proteção do solo contra erosão, margens de rios, do aquífero subterrâneo, do regime hídrico, da redução dos ecossistemas), alterações na paisagem, risco a saúde e segurança da sociedade.

Diversas são as fontes de poluição que contaminam os recursos hídricos. Os efluentes resultantes de atividades agrícolas, industriais e comerciais, bem como os dejetos gerados pelos seres humanos, têm sido lançados historicamente nos rios. Apesar de as leis ambientais de controle da poluição das águas terem evoluído ao longo dos tempos, isso não impediu o lançamento constante de rejeitos industriais, agrícolas e domiciliares nos cursos hídricos, que tiveram sua qualidade de água comprometida e seus usos limitados (FURRIELA, 2001).

A utilização inapropriada dos reservatórios pode apresentar sérios inconvenientes ao uso da água para abastecimento público. Isto ocorre, pois, as águas destinadas para ao abastecimento (água potável) devem ser, tanto quanto possível, isentas de matéria orgânica sujeita a decomposição e também pobres de plâncton, uma vez que este poderia causar transtornos ao tratamento ou interferir diretamente na qualidade da água, por produzir sabor, odor e, até mesmo substâncias tóxicas ou provocadoras de distúrbios gastrointestinais (COUTO, 2012).

Segundo Couto (2012), pode-se considerar três caminhos para a degradação da qualidade das águas armazenadas em lagos ou reservatórios artificiais, a partir de elementos orgânicos e inorgânicos conservados na área inundada ou inseridos durante ou após o processo de enchimento dos mesmos. Estes caminhos são:

- Carregamento de nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) das áreas urbanizadas através de esgotos lançados nos rios com ou sem tratamento parcial. O carregamento de nutrientes do solo agrícola pelas enxurradas tem desempenhado um papel menos intenso, mas nem por isso menos importante;

- Transporte de sedimentos (areia, silte e argila) da área de drenagem da bacia hidrográfica motivada pelas condições particulares de erosão potencial do solo quando ocupado e decomposição de matéria orgânica de plantas e animais (algas, plâncton, entre outros) existentes no próprio reservatório;

- Introdução de produtos tóxicos (pesticidas e metais pesados) organolépticos (clorofenóis) e organismos patogênicos através da atmosfera, dos esgotos residenciais e industriais e das precipitações pluviométricas (ácido sulfúrico, mercúrio, entre outros).

3.2 EUTROFIZAÇÃO

O prefixo de origem grega “eu” significa “bem” e a raiz “trof”, proveniente do grego “trephein”, significa “alimentar”. Portanto, eutrofizar seria algo como “enriquecer de nutrientes”, sendo empregado para expressar o sentido de aumento de fertilidade de ecossistemas aquáticos. Logo, eutrofização é um fenômeno associado ao aumento dos teores de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que resulta no aumento da produtividade primária. O avanço deste fenômeno pode provocar uma série de alterações ecológicas indesejáveis que incluem florações de algas fitoplanctônicas nocivas à biota aquática, diminuição da penetração de luminosidade na coluna de água e da concentração de oxigênio dissolvido (ESTEVES, 1998; POMPÊO, 2011).

Esteves (1998) define eutrofização como a dinâmica em que ocorrem modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicos-químicas do meio e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição. Datsenko (1999) destaca que a evolução da eutrofização é acompanhada por profundas transformações do ecossistema aquático, resultando em consequências negativas em relação à qualidade da água para seus diversos usos.

Ambientes aquáticos possuem comunidades fitoplanctônicas de diversas variedades e distribuição, que dependem de características abióticas (temperatura, luz, oxigênio dissolvido e concentração de nutrientes) e bióticas (predadores, parasitas, competição) (RODRIGUEZ et al., 2012). O elevado desenvolvimento da biomassa produz impactos na qualidade das águas,

alterando a turbidez, cor, sabor, odor, concentração de oxigênio dissolvido e ocasionando mortandades de peixes e outros seres vivos e a redução da balneabilidade (MOTTA, 2006). Tucci (2002) complementa que qualquer mudança qualitativa e/ou quantitativa na comunidade fitoplanctônica pode ter importante significado para vários componentes do ecossistema e, até mesmo, inviabilizar o uso da água principalmente para consumo humano.

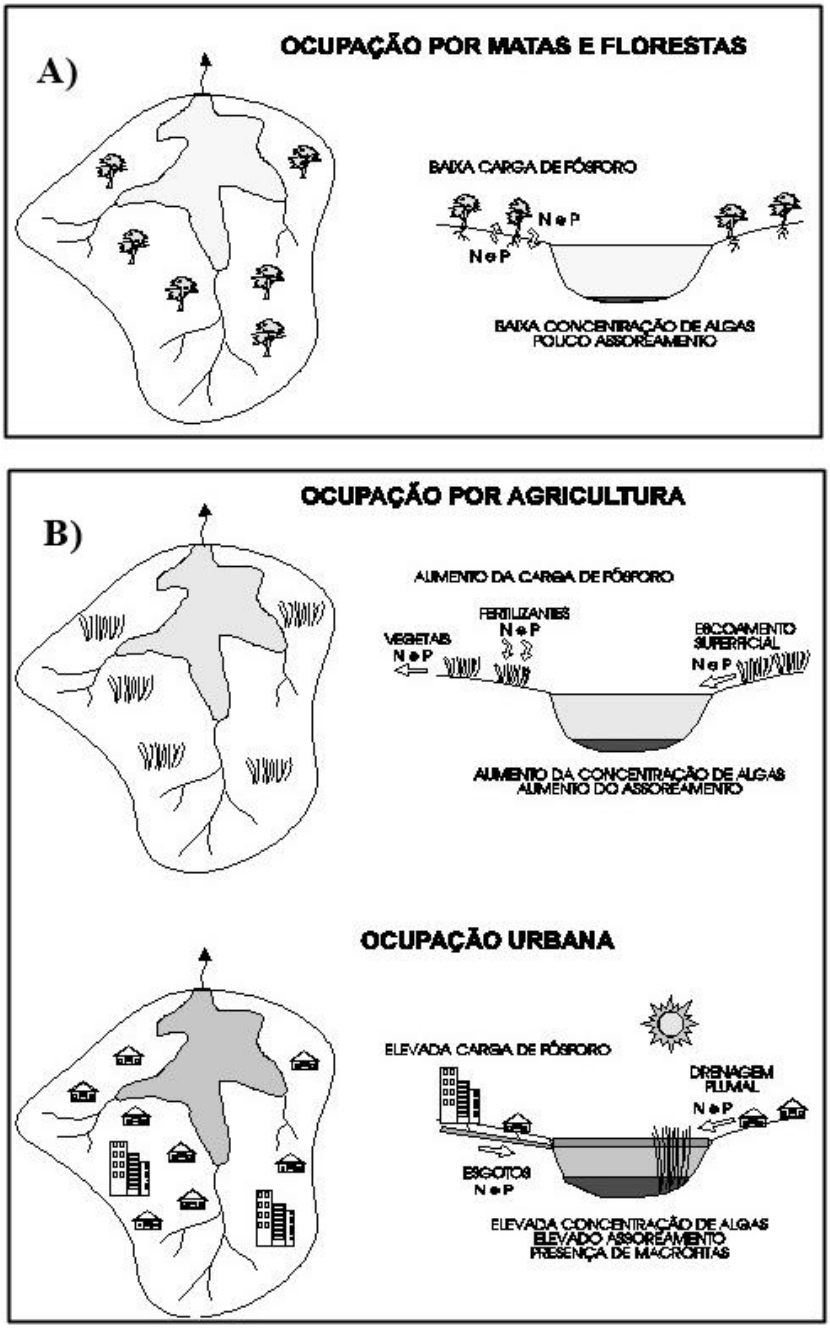
Quando a eutrofização ocorre sem a interferência humana, corresponde ao envelhecimento natural dos corpos de água. Esse tipo de eutrofização é gradual e lenta, requerendo dezenas de anos para se estabelecer, sendo consequência de processos naturais desencadeados nas bacias hidrográficas que provem o aporte de nutrientes trazidos pelas águas de escoamento superficial (Figura 1A). Quando a eutrofização é induzida pelo homem denomina-se artificial, cultural ou antrópica. Neste caso, os nutrientes podem ter diferentes origens, como de efluentes domésticos, industriais ou provindos de atividades agrícolas (Figura 1B). Este tipo de eutrofização é responsável pelo "envelhecimento precoce" de ecossistemas aquáticos. Dessa forma, quando este processo é acelerado, há um aumento desordenado na produção de biomassa, provocando desequilíbrio ecológico. (ESTEVES, 1998; AMORIM, 2001; WETZEL, 2001). A eutrofização artificial pode tornar-se de grande complexidade o gerenciamento de represas, bacias hidrográficas e principalmente o tratamento das águas para seus múltiplos usos (Instituto Internacional de Ecologia, 2000).

O fósforo é um dos principais nutrientes que desencadeiam a eutrofização dos corpos de água e é um elemento que define o crescimento do fitoplâncton em reservatórios e lagos localizados em zonas climáticas temperados (MAZUMDER e HAVENS, 1998; HUZSAR, 2006). Segundo Esteves (1998), a interferência da atividade agrícola nos ecossistemas aquáticos aumentou consideravelmente a partir de 1942 com a introdução de superfosfatos utilizados como fertilizantes e na década de 1970 devido à denominada revolução verde, com a implementação de grandes áreas de lavouras mecanizadas, principalmente para o cultivo da soja. O autor destaca que, dependendo da quantidade de fosfatos adicionados aos solos e considerando a topografia da região, além da natureza da drenagem e o regime de precipitação pluvial, as perdas deste tipo de nutriente podem ser de grandes proporções, o que poderá resultar na eutrofização dos corpos hídricos.

A sequência de evolução dos processos de eutrofização é influenciada pelos ambientes que circundam os corpos de água (Figura 1), sendo as principais consequências a perda de biodiversidade, florações fitoplanctônicas, desenvolvimento de macrófitas aquáticas, além de restrições aos usos da água, efeitos sobre a saúde humana e aumento nos custos para tratamento da água (XAVIER, et al., 2005). Segundo Tundisi (2003), as proliferações de

cianobactérias são um dos maiores impactos da eutrofização, pois estes organismos produzem e liberam diferentes tipos de toxinas no ambiente, ocasionando graves consequências para a biota aquática e a saúde humana.

Figura 1 - Sequência de evolução do processo de eutrofização em um corpo d'água.



Fonte: http://klebereana.blogspot.com.br/2008/12/eutrofizao-dos-corpos-dgua.html.

De acordo com o Instituo Internacional de Ecologia (2000), os efeitos da eutrofização podem ser descritos da seguinte forma:

- Anoxia (ausência de oxigênio dissolvido), que causa a morte de peixes e de invertebrados e também resulta na liberação de gases tóxicos com odores desagradáveis;
- Florescimento de algas e crescimento desordenado de outras plantas aquáticas.
- Produção de substâncias tóxicas por algumas espécies de cianofíceas;
- Altas concentrações de matéria orgânica as quais, se tratadas com cloro, podem criar compostos carcinogênicos;
- Deterioração do valor recreativo devido à diminuição da transparência da água;
- Acesso restrito à pesca e a atividades recreativas devido ao acúmulo de plantas aquáticas;
- Baixa diversidade de organismos;
- Alterações na composição de espécies (em termos econômicos e valor proteico);
- Depleção de oxigênio, particularmente nas camadas mais profundas, durante o outono em lagos e reservatórios de regiões temperadas;
- Diminuição da produção de peixes causada por depleção significativa de oxigênio na coluna de água e nas camadas mais profundas de lagos e reservatórios.

3.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO PARA LAGOS E RESERVATÓRIOS

A interpretação das informações ambientais desenvolvidas a partir de metodologias para gerar conhecimento e definir estratégias para o controle do processo de eutrofização é fundamental. A existência de métodos e séries históricas de dados obtidos através de monitoramento permite compreender a variação da qualidade d'água e suas correlações com outros fenômenos climáticos e hidrológicos, que podem indicar algumas prioridades para elaboração de ações de controle, fiscalização, investimentos ou de legislações específicas, que levem à proteção e/ou à melhoria da qualidade ambiental (LAMPARELLI, 2004; RAMOS,1996).

Os Índices de Qualidade vêm sendo desenvolvidos e aplicados no monitoramento da qualidade da água em diferentes partes do mundo. Vários são os índices existentes, e estes estão atrelados aos usos a que se destina a água e que tipo de informação se quer acerca da sua qualidade. Os resultados do monitoramento devem ser expressos de forma clara para a

população, apresentando classificações dos ambientes segundo sua qualidade (MENEZES et al. 2010; LAMPARELLI 2004).

Um dos métodos de monitoramento de qualidade de água mais conhecidos para ambientes lênticos é o Índice de Estado Trófico (IET), proposto por Carlson (1977), que tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes. Como as equações de Carlson foram desenvolvidas para ambientes de clima temperado, o metabolismo dos seres vivos difere dos ambientes presentes em ambientes tropicais e subtropicais. Assim, as equações para o cálculo do índice precisaram ser ajustadas quando aplicadas a sistemas aquáticos diferentes daqueles do estudo de Carlson (1977). Devido a esse fato, no Brasil, Toledo et al. (1983), realizaram estudos para adequar as equações de Carlson aos ambientes aquáticos subtropicais (BEM; AZEVEDO; BRAGA, 2009; CALIJURI et al., 2013).

As vantagens dos índices são a facilidade de comunicação com o público leigo, o status maior do que as variáveis isoladas, e o fato de representar uma média de variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade (CETESB, 2006). O Índice de Estado Trófico de Carlson (1977), modificado por Toledo et al. (1983), é calculado considerando as concentrações de fósforo total, clorofila-a e transparência da água obtida pelo Disco de Secchi (DS), conforme equações 1, 2 e 3.

$$IET\ (CL) = 10\{6 - [(2{,}04 - 0{,}695 \ln CL)/\ln 2]\} \quad (1)$$

$$IET\ (PS) = 10\{6 - [\ln(21{,}67/\ PS)\ /ln\ 2]\} \quad (2)$$

$$IET\ (S) = 10\{6 - [(0{,}64 + \ln S)/\ln 2]\} \quad (3)$$

Em que:
CL = concentração de clorofila a, em $\mu g.L^{-1}$;
PS = Concentração de fósforo solúvel, em $\mu g.L^{-1}$;
S = Transparência da água (Secchi), em m.

A caracterização mais completa do estado trófico das águas necessita de uma investigação baseada também em outros critérios, como por exemplo, sanitários, ecológicos e de produtividade primária, como recomenda Sperling (1996). O próprio Carlson (1977) afirma que o conceito trófico é multidimensional, envolvendo aspectos de cargas de nutrientes, produtividade da fauna e flora, quantidade e qualidade e até mesmo a morfologia do lago.

3.4 SENSORIAMENTO REMOTO

O termo Sensoriamento Remoto foi utilizado pela primeira vez na literatura científica em 1960 como referência para a aquisição de informações sem contato físico com os objetos alvos, sendo esse o primeiro conceito de Sensoriamento Remoto. Desde então, esse termo tem abrigado tecnologias e conhecimentos derivados de diferentes campos da ciência, como a física, botânica, engenharia, eletrônica e cartografia (NOVO, 2008).

Os avanços tecnológicos e, consequentemente, o avanço das técnicas utilizadas pelo sensoriamento remoto repercutiram na definição desta ciência. De acordo com Novo (2008) Sensoriamento Remoto pode ser definido como:

> A utilização conjunta de modernos sensores, equipamentos para processamento de dados, equipamentos de transmissão de dados, aeronaves, espaçonaves etc., com o objetivo de estudar o ambiente terrestre através do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias componentes do planeta Terra e as suas mais diversas manifestações.

Sensoriamento Remoto é a arte e a ciência de obter informações sobre um objeto sem estar em contato físico com o mesmo, envolvendo a detecção, aquisição e análise (interpretação e extração de informações) da energia ou radiação eletromagnética emitida ou refletida pelos objetos terrestres e registradas por sensores remotos. As informações geradas pelos sensores colocados em aeronaves ou satélites nos permite medir e monitorar importantes características biofísicas, além das atividades humanas na superfície terrestre. O Sensoriamento Remoto ampliou a capacidade do homem em obter informações sobre os recursos naturais e o meio ambiente, sendo uma ferramenta complementar para auxiliar trabalhos temáticos e de levantamento de dados espaciais (CURRAN, 1985; ROCHA, 2000; MORAES, 2002; JENSEN, 2009).

3.4.1 Interação da Radiação Eletromagnética (REM) com a água

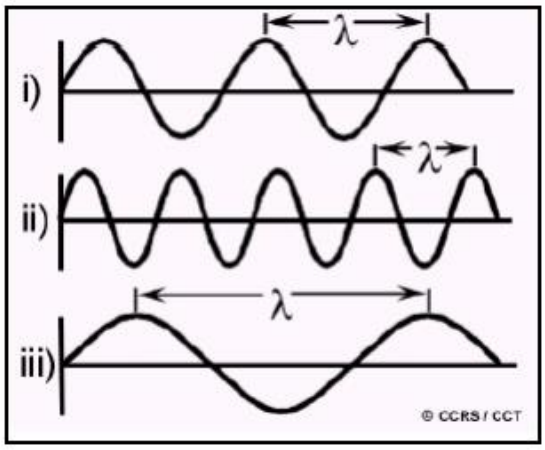
O Sol é a principal fonte de energia (radiação) eletromagnética para o sistema solar, bem como para o sensoriamento remoto da superfície terrestre. Essa energia se propaga pela atmosfera (ou pelo meio físico entre a fonte e o objeto observado) e atinge a superfície terrestre (ou o objeto observado). Ao interagir com os materiais que compõe a superfície

terrestre, produzirá radiação de retorno que irá se propagar pela atmosfera (ou pelo meio físico entre o objeto observado e o sensor) e atingir o sensor. O que chega até o “sensor” é uma certa intensidade de energia eletromagnética (radiação) que será posteriormente transformada em um sinal passível de interpretação, a radiância (SANTOS, 2013; JENSEN, 2009).

A quantidade da Radiação eletromagnética (REM) refletida pelos objetos terrestres resulta das interações entre a REM com os componentes físicos, químicos e biológicos destes objetos. Essas interações são passíveis de identificação em imagens de sensores remotos. (MORAES, 2002).

Duas características da REM são importantes para entender os princípios do Sensoriamento Remoto, sendo elas o comprimento e a frequência de onda. O comprimento de onda é determinado pela distância entre duas cristas sucessivas de ondas, sendo medido em metros (m) ou em seus submúltiplos. A frequência de onda (Figura 2) refere-se ao número de ondas que passam por um ponto fixo por unidade de tempo, sendo medida em Hertz (Hz), o que equivale a um ciclo por segundo (SILVA, 2006).

Figura 2 - Diferentes comprimentos de onda e frequências.



Fonte: SILVA (2006)

Ao entrar em contato com a atmosfera, a radiação interage com os componentes da mesma, sendo espalhada, absorvida ou transmitida. O espalhamento Rayleigth (espalhamento molecular) ocorre quando as moléculas das substâncias, como oxigênio e nitrogênio, presentes na atmosfera são inferiores aos comprimentos de onda. Esse tipo de espalhamento é inversamente proporcional ao comprimento de onda. Por exemplo a luz azul, ao interagir com

os gases atmosféricos, é mais espalhada do que a luz vermelha devido aos seus menores comprimentos de onda. A luz vermelha é transmitida, sendo esse o motivo de termos a sensação de que o céu é azul. No entanto, ao entardecer, a coloração do céu não raramente é avermelhada devido ao ângulo de incidência solar e consequentemente a maior massa de ar, contendo poeira e fumaça, que a radiação deve atravessar até chegar a nossos olhos (LOPES, 2013).

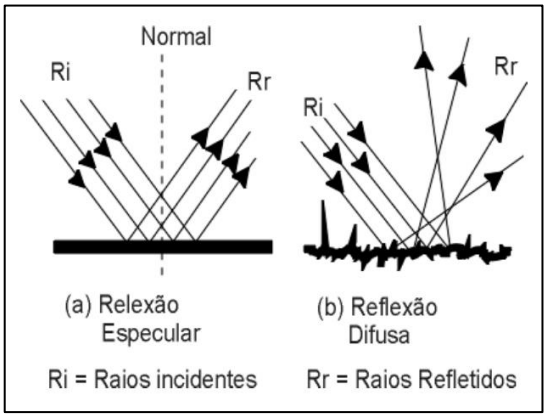
Em imagens orbitais, a resposta da intensidade com que um objeto reflete a REM se dá pela razão do tamanho do comprimento de onda e da textura da superfície do objeto. A textura representa a rugosidade topográfica da superfície. Ela pode ser estimada pelas variações verticais de altura da superfície de um material como, por exemplo, as formas da superfície de um corpo d'água calmo (superfície lisa) ou com ondas (superfície rugosa). As texturas da superfície da água vistas pelas imagens podem ser classificadas em dois tipos: especulares e difusas. Podemos usar o critério geral de Rayleigh (h) para determinar se uma superfície é especular ou difusora, o que é dependente do comprimento de onda e do ângulo de incidência (θ) da radiação, segundo a (Equação 4) (MENESES, 2012):

$$h \leq \lambda/(8\cos\theta)\ ou\ h \geq \lambda\ /\ (8\cos\theta) \tag{4}$$

Onde, h = altura média da superfície.
θ = ângulo de incidência.
λ = comprimento de onda.

Quando $h \leq \lambda/(8\cos\theta)$, a imagem do objeto é classificada como uma superfície especular de textura lisa e quando $h \geq \lambda - (8\cos\theta)$, a superfície do objeto é classificada como uma superfície difusa de textura rugosa.

Figura 3 - Reflexão especular e reflexão difusa.



Fonte: SILVA, 2006.

Na figura 3 estão expostas as representações da reflectância especular (a) de uma superfície lisa com o raio incidente refletido no sentido oposto com o mesmo ângulo e a refletância difusa (b) de uma superfície rugosa com os raios refletidos espalhados em todas as direções.

3.4.2 Características espectrais da água pura

Para usuários do sensoriamento remoto é essencial saber os comprimentos de onda ou faixas espectrais em que é possível a detecção de determinado alvo para cada tipo de sensor (Meneses, 2012). Por exemplo, as melhores regiões do espectro eletromagnético para discriminação de água pura e solo são nos comprimentos de onda do infravermelho próximo e do infravermelho médio, de 720 e 2500 nm. Nessas regiões, os corpos da água aparecem muito escuros, pois eles absorvem praticamente todo fluxo radiante incidente, principalmente quando a água é profunda e pura sem a presença de matéria orgânica e sedimentos em suspensão (JENSEN, 2009).

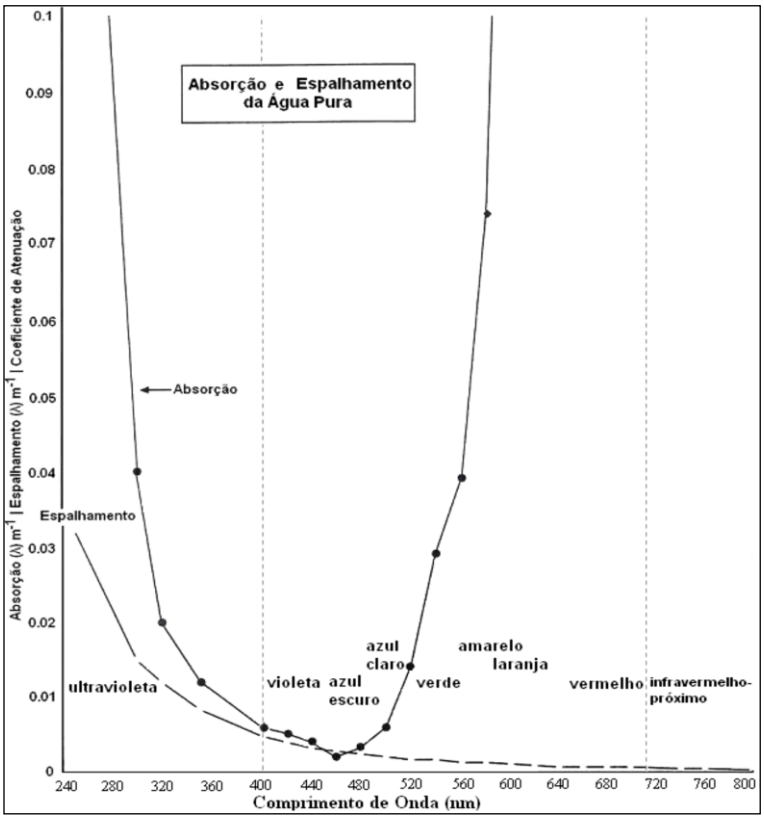
No ambiente aquático, a água contém diversos elementos em sua composição, como materiais orgânicos e inorgânicos, sendo a REM incidente influenciada por esses elementos. Bukata et al. (1995) apresentaram um experimento no qual foram retirados os materiais presentes na água para melhor entender como a água pura absorve ou espalha a radiação na coluna d'água. A figura 4 mostra a curvas de absorção e espalhamento resultantes da água pura líquida, no intervalo espectral de 240 – 800 nm.

Observando a figura 4, a característica mais notável é de que o coeficiente de absorção é elevado na região da luz ultravioleta. Em seguida, decresce abruptamente com um mínimo

na região entre 400 e 500 nm, aumentando rapidamente na região do infravermelho. Por meio dessa análise pode-se constatar que, no intervalo entre 400 e 500 nm, a absorção pela água pura é desprezível e que praticamente toda energia que atravessa a interface ar/água, penetra em quase toda sua totalidade os primeiros metros (JENSEN, 2009).

Para a curva de espalhamento, verifica-se que os valores são máximos na região do ultravioleta e decresce exponencialmente em direção ao infravermelho. A partir dessas considerações, pode-se dizer que a radiação refletida pelas moléculas da água pura é maior na região do azul (entre 400 - 500 nm), com um máximo entre 460 e 480 nm. Consequentemente, são nesses comprimentos de onda, entre o violeta e azul, que há maior penetração da luz na coluna d'água (ENNES, 2008).

Figura 4 - Curva de Absorção e Espalhamento da luz na água pura



Fonte: Adaptado de Jensen (2009).

Deste modo, o espalhamento molecular no corpo d'água ocorre nos comprimentos de onda da luz violeta e azul (< 520 nm), e a absorção acontece nas faixas espectrais da luz verde, amarela, laranja e vermelha (520 – 700 nm).

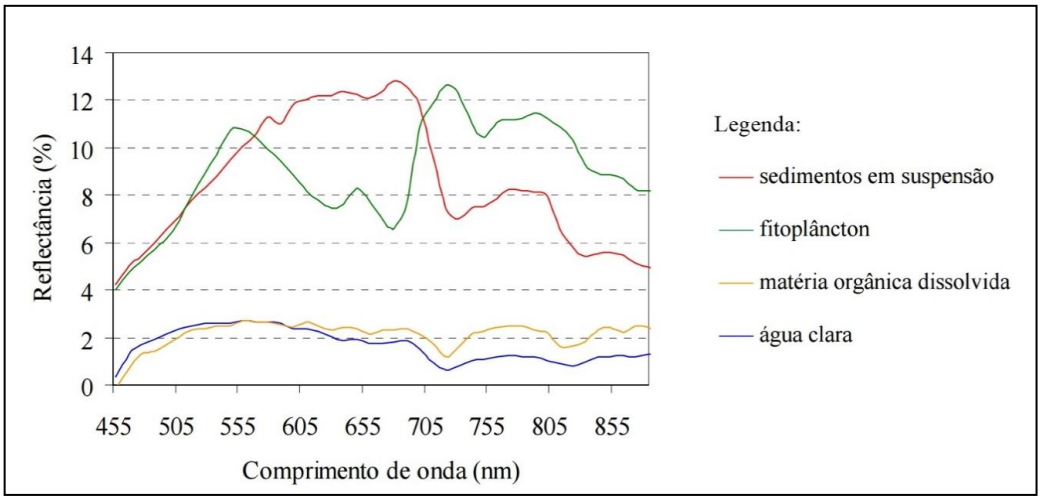
3.4.3 Resposta espectral da água em função dos componentes opticamente ativos (COAs)

Os componentes opticamente ativos (COAs) podem ser entendidos como todos aqueles que alteram as propriedades óticas inerentes da água pura. Estes podem ser classificados em três amplas categorias, sendo elas os sedimentos em suspensão, clorofila e material orgânico dissolvido (JENSEN, 2009). Dependendo das concentrações, estes componentes podem afetar tanto o coeficiente de absorção, quanto o de espalhamento da água (NOVO, 2011).

Muitos corpos naturais de água contém uma variedade de constituintes orgânicos como a clorofila-a do fitoplâncton, e constituintes inorgânicos como minerais em suspensão na água. Quando esses elementos estão misturados à água pura, é mais difícil em sensoriamento remoto discriminá-los, devido à mútua influência dos mesmos na resposta espectral (JENSEN et al. 2009). No entanto, quanto menor a concentração dos COAs na água, mais baixa é sua reflectância, mesmo se tratando da região do visível do espectro eletromagnético, devido ao baixo coeficiente de espalhamento e alta transmitância da água (ROSA, 2009).

Na figura 5 é apresentado o comportamento espectral dos constituintes opticamente ativos que podem estar presentes em uma massa d'água, entre eles sedimentos em suspensão, clorofila (fitoplâncton) e matéria orgânica dissolvida, que serão explicados na sequência desse trabalho.

Figura 5 - Padrão espectral da água e os constituintes opticamente ativos em imagens do sensor hiperespectral Hyperion/EO-1 na região Amazônica.



Fonte: Adaptado de Rudorff (2005).

3.4.3.1 Sedimentos em suspensão

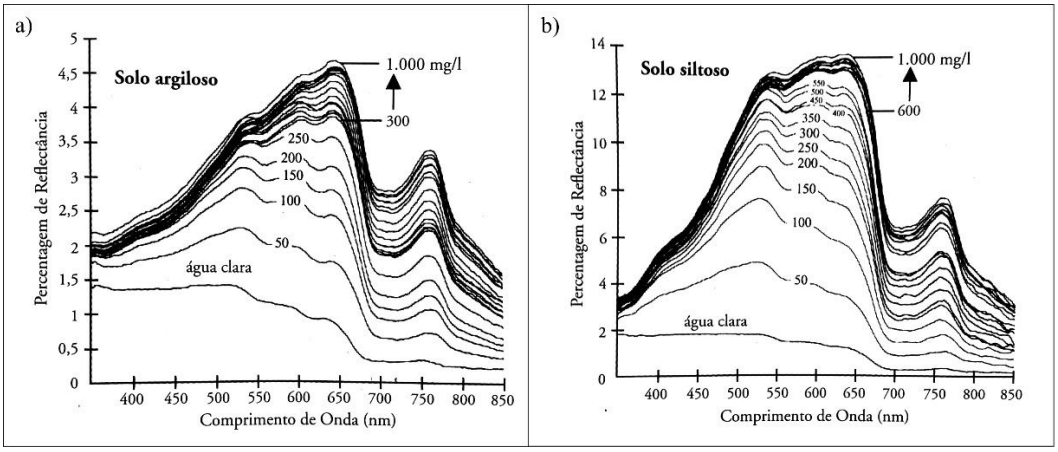
A concentração dos sedimentos em suspensão é o parâmetro de qualidade de água que afeta com maior intensidade o comportamento óptico da água. Os sedimentos em suspensão são compostos por matéria orgânica e inorgânica em suspensão. A orgânica é constituída por matéria "viva" como fitoplâncton, e matéria "morta" detritos. Já a inorgânica é constituída por minerais ricos em óxido de ferro, alumínio e silício. A soma da matéria orgânica morta e matéria inorgânica em suspensão é referenciada como tripton ou fração não algal (BARBOSA, 2005).

Os sedimentos em suspensão são originários de diversas fontes, incluindo erosão de áreas agrícolas, intemperismo de terrenos montanhosos, erosões costeiras e outros. O estudo e monitoramento do tipo e quantidades desses sedimentos é importante. Um exemplo disso é a erosão do solo na bacia hidrográfica, que lança cargas de sedimentos nos corpos d'água, resultando no assoreamento mais rápido dos principais rios e reservatórios, além de afetar a qualidade da água e suas adequações para o consumo humano (JENSEN, 2009).

Jensen (2009) descreve a variação espectral da água limpa e da água com diferentes concentrações de sólidos em suspensão (Figura 6) de solos argiloso e siltoso onde a fração tripton é dominante. Conforme a figura 6 pode-se observar que a reflectância espectral da água clara sofre um decréscimo após 580 nm, devido à absorção da REM pelo corpo d'água. Quando a concentração de sólidos aumenta, a porcentagem de reflectância também aumenta ao longo de todo o espectro, tanto para argila como para silte, definindo um padrão mais claro nos espectros de reflectância proporcional ao grau de sólidos suspensos no corpo d'água (JENSEN, 2009).

Com o aumento da concentração de sedimentos em suspensão e consequentemente da turbidez da água, além do aumento geral da reflectância, ocorre a modificação da forma do espectro de reflectância. Porém, a radiação que sofre espalhamento devido à concentração de sedimentos não tem um comportamento constante e varia em função dos tamanhos das partículas e do material de origem, o que torna difícil a formulação de um algoritmo geral para os sedimentos em suspensão (NOBREGA, 2002).

Figura 6 - Medida de reflectância espectral da água com vários níveis de concentração de sedimentos em suspensão do tipo argiloso em (a), e siltoso em (b).



Fonte: JENSEN, 2009.

A concentração de sedimentos em suspensão e a reflectância da água são aplicadas em dados de sensoriamento remoto para estimar a distribuição espacial de concentração de sedimentos em suspensão sobre águas costeiras e continentais, como reservatórios, lagos e grandes rios. Essas informações oferecem subsídios ao gerenciamento da qualidade da água e o monitoramento da poluição (RUDORFF, 2006). Jensen (2009) destaca que nos comprimentos de onda do visível entre 580 a 690 nm, a resposta espectral fornece informações sobre o tipo de sólidos em suspensão na superfície da água, enquanto que o infravermelho próximo (714 – 880 nm) é usado para se determinar a quantidade de sólidos suspensos na superfície da água. No entanto, essas relações não são sempre aplicadas, pois cada tipo de sedimento deve ser investigado para a obtenção de suas características espectrais de absorção e espalhamento, quando em meio aquático.

3.4.3.2 Presença de Clorofila na água

O fitoplâncton é caracterizado pelas comunidades de vegetais microscópicos que vivem em ambientes aquáticos, distribuídos em diversas camadas de água, e constitui-se como membro responsável pela produção primária (CETESB, 1987). Esses organismos contêm moléculas que captam e transformam a energia, os denominados pigmentos fotossintetizantes, sendo eles as clorofilas (principalmente *a),* os carotenóides e ficobiliproteínas ou ficobilinas. Estas moléculas absorvem a energia em bandas espectrais

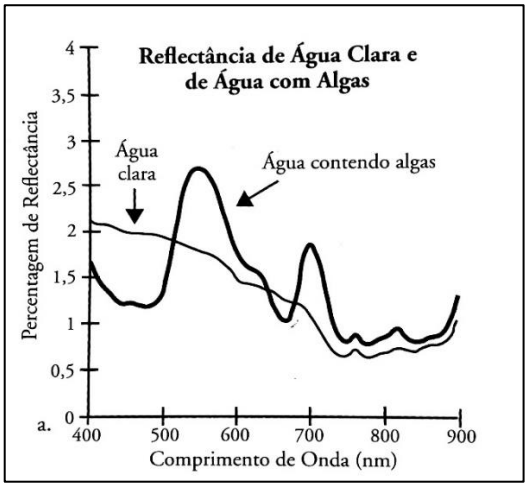
características, por exemplo, 438 e 676 nm para a Clorofila-a (Chl-a) e 480nm para o β−caroteno (WEAVER e WRIGLEY, 1994).

Pelo fato de diferentes tipos de fitoplâncton terem diferentes concentrações de clorofila, eles aparecem em diferentes cores para os sensores remotos. Essas concentrações podem variar dependendo do metabolismo, luz, temperatura, disponibilidade de nutrientes, e outros fatores. Portanto o registro da cor de uma área do corpo d'água possibilita estimar a quantidade e tipo de fitoplâncton presente nela (JENSEN, 2009; WETZEL, 1991).

As algas desempenham importante papel no ambiente aquático e são responsáveis pela produção de grande parte do oxigênio dissolvido do meio. Entretanto, grandes quantidades de algas na água acarretam problemas como: toxidez, sabor, odor, turbidez, cor, formação de matéria orgânica, aumento da amplitude de variação do oxigênio dissolvido, interferência nos processos de tratamento da água, aspecto estético desagradável (Mota, 1997). Desta forma, é de extrema importância a compreensão dos processos relacionados ao fitoplâncton, bem como o desenvolvimento de sistemas capazes de monitorar a presença e dinâmica deste componente no meio aquático, dentre os quais os que utilizam o sensoriamento remoto.

A figura 7 mostra as características da reflectância espectral da água clara e da água contendo algas (HAN, 1997). Podemos observar que há um significativo decréscimo na quantidade de energia refletida nos comprimentos de onda do azul (400 e 500 nm) e do vermelho (675nm), mas ocorre um aumento na reflectância no comprimento de onda do verde. O pico de reflectância em torno de (690 – 700 nm), causado por uma interação de espalhamento mínimo de absorção da linha de base (mínimo da absorção) pode ser usada para medir precisamente a quantidade de clorofila (HAN, 1997; JENSEN 2009, RUNDQUIST, 1996).

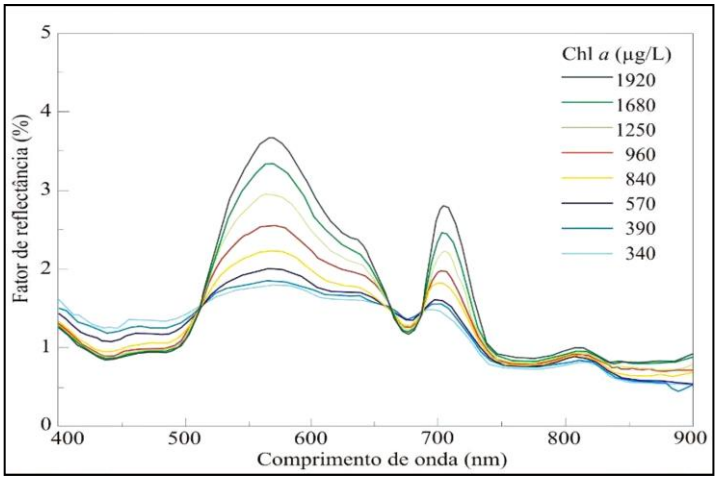
Figura 7 - Porcentagem de reflectância de água clara e de água com algas com base em medidas *in situ* feito com espectrorradiômetro.



Fonte: Adaptado de Han (1997).

De acordo com a figura 8, que representa um experimento realizado por Rundquist et al., (1996) com utilização de diferentes concentrações de Chl-*a*, é possível verificar baixa reflectância entre 400 e 500 nm devido à absorção da luz azul (com um mínimo em 438 nm - absorção pela Chl-*a*), aumento da reflectância por volta de 520 nm (com pico de reflectância entre 560 e 570 nm) e ponto máximo de absorção típico da Chl-*a* em 675 nm. Normalmente, com o aumento da concentração de clorofila-a as curvas espectrais passam a apresentar maior reflectância, exceto para a região do azul e para o máximo de absorção em 675 nm (RUNDQUIST et al, 1996; JENSEN, 2009).

Figura 8 - Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl-a.



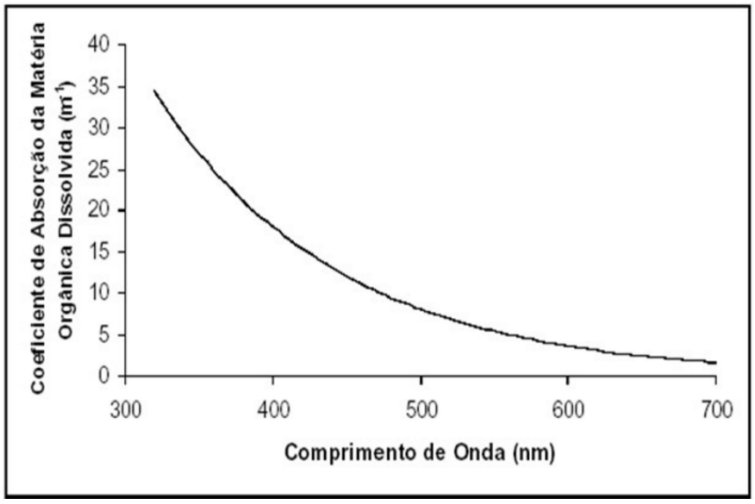
Fonte: Adaptado de Rundquist et al. (1996).

3.4.3.3 Material Orgânico Dissolvido

A matéria orgânica dissolvida (MOD) no volume d'água constitui-se de substâncias provenientes da excreção, secreção e decomposição de organismos terrestres e aquáticos. Incluem principalmente proteínas, aminoácidos, ácidos graxos, resinas e compostos genericamente conhecidos como compostos húmicos, em concentrações que dependem da origem, das condições físicas do meio aquático, da bacia de drenagem e dos organismos decompositores (WETZEL, 1975).

As substâncias húmicas geralmente apresentam coloração amarelada e influenciam fortemente a absorção de luz na coluna d'água. Enquanto a água pura apresenta espalhamento mais intenso na faixa do azul, a presença de matéria orgânica dissolvida provoca absorção seletiva de radiação em comprimentos de onda menores, dentro da faixa do visível (Figura 9). Este fato é notado em termos visuais, pois corpos d'água com elevada concentração de matéria orgânica dissolvida apresentam coloração mais escura e amarelada (JENSEN, 2009).

Figura 9 - Espectro de absorção de aatéria orgânica dissolvida na água



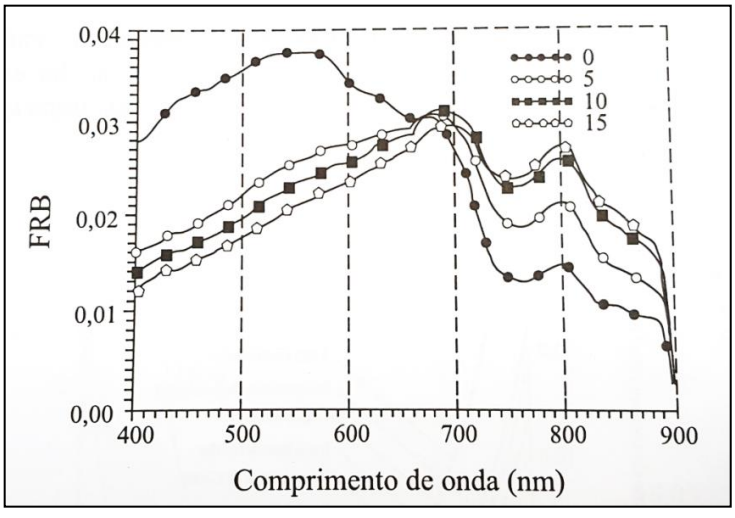
Fonte: Adaptado de Kirk (1995).

A presença de matéria orgânica dissolvida (gilvin ou substância amarela) é um dos componentes responsáveis pelo aumento do coeficiente de absorção da água. A figura 9 revela que a presença de matéria orgânica dissolvida na água provoca modificações no processo de absorção da luz no meio aquático. O máximo de absorção da água com matéria orgânica dissolvida ocorre na região de mínima absorção da água pura, a depender da

concentração deste componente opticamente ativo (Figura 10). É na região do comprimento de onda do azul do espectro eletromagnético a ocorrência deste significativo contraste em termos de resposta espectral da água pura e água contendo matéria orgânica dissolvida. Os coeficientes de absorção da matéria orgânica dissolvida se equivalem numericamente aos coeficientes de absorção da água pura no infravermelho. Na região do verde e vermelho, entretanto, esse coeficiente é bem menor (NOVO, 2008).

Simulações em laboratório realizadas por Mantovani (1993) possibilitaram a verificação do efeito do aumento da concentração de substâncias orgânicas dissolvidas na água sobre seu fator de Reflectância Bidirecional (FBR). A Figura 10 mostra que o aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida ocasiona a redução da reflectância da água na região do azul e do verde. Na região do vermelho (em torno de 650nm), a reflectância praticamente não modifica com a variação da concentração de matéria orgânica e, na região do infravermelho, ocorre o aumento da reflectância. Assim, pode-se concluir que com o aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida, a água inicialmente tenderá a uma cor amarelada e posteriormente vermelha escura devido aos baixos níveis de reflectância (NOVO, 2007).

Figura 10 - Fator de Reflectância Bidirecional de simulação em laboratório de um corpo d'água com diferentes concentrações de matéria orgânica dissolvida.



Fonte: Mantovani (1993).

3.4.4 Imagens Landsat 8 para estimativa de variáveis limnológicas

A série Landsat teve início na segunda metade da década de 1960, a partir de um projeto desenvolvido pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), dedicada exclusivamente à observação dos recursos naturais terrestres. Essa missão foi denominada *Earth Resources Technology Satellite* (ERTS) e em 1975 passou a se chamar Landsat (EMBRAPA, 2015).

Em 11 de fevereiro de 2013 foi lançada ao espaço a Missão de Continuidade dos Dados Landsat (LDCM) – chamada de Landsat 8. Esse novo satélite trouxe várias novidades importantes para usuários que demandam mapeamentos em mesoescala, como o Brasil. Com dois novos sensores: o sensor espectral OLI e o sensor termal TIRS, as melhoras na resolução espectral são muito positivas. Foram adicionadas duas bandas espectrais: a new costal (banda 1), projetada especificamente para os recursos hídricos e investigação da zona costeira, e um novo canal de infravermelho (banda 9), para a detecção de nuvens cirros. Tais adições provocaram mudanças nos intervalos dentro do espectro dos canais de todas as bandas (Tabela 1). Há também uma nova banda de Garantia de Qualidade (Banda QA), que fornece informações sobre a presença de nuvens, água e neve. A partir do sensor termal foram criadas duas bandas espectrais para o comprimento de onda antes coberto por uma única banda nos sensores TM e ETM (USGS, 2013).

Avanços tecnológicos demonstrados por outros sensores experimentais da NASA foram introduzidos no sensor OLI, que passou a ter quantização de 16 bits. A entrada em operação do satélite Landsat-8 e a disponibilidade de imagens a partir do ano de 2013, permitiram a continuidade dos trabalhos em sensoriamento remoto iniciados na década de 1970, com a missão Landsat (EMBRAPA, 2015). Na Tabela 1, estão expostas as características dos sensores do satélite Landsat 8.

Diversos trabalhos utilizaram dados do satélite Landsat 8 para monitoramento de sistemas aquáticos. Pahvelan et al. (2014) avaliaram se as bandas do sensor OLI eram sensíveis o suficiente para estimar concentrações de SST e concentrações de clorofila-a (Chl-a). A partir de simulações foi possível concluir que as bandas do sensor OLI/L8 foram sensíveis às variações de concentrações de SST de 0,1 $g.m^3$.

Tabela 1 - Características dos sensores a bordo do Satélite Landsat 8

Sensor	Bandas Espectrais	Resolução Espectral (µm)	Resolução Espacial	Resolução Temporal	Área Imageada	Resolução Radiométrica
OLI (Operational Land Imager)	(B1) Costal	0,433 – 0,453	30 m	16 dias	185 Km L - O x 170 Km N - S	16 bits
	(B2) Azul	0,450 – 0,515				
	(B3) Verde	0,525 – 0,600				
	(B4) Vermelho	0,630 – 0,680				
	(B5) Infravermelho próximo	0,845 – 0,885				
	(B6) Infravermelho médio	1,560 – 1,660				
	(B7) Infravermelho médio	2,100 – 2,300				
	(B8) Pancromático	0,500 – 0,680	15 m			
	(B9) Cirrus	1,360 – 1,390	30 m			
Thermal Infrared Sensor (TIRS)	(B10)	10,6 – 11,19	100 m			
	(B11)	11,5 – 12,51	100 m			

Fonte: Adaptado de EMBRAPA (2015).

Gerace et al. (2013) também averiguaram o potencial do sensor OLI/L8 para estimar as concentrações de COAs de sistemas aquáticos complexos por meio de uma comparação do sensor OLI/L8 com outros sensores remotos incluindo ETM+/L7; *Airborne Visible InfraRed Imaging Spectrometer* (AVIRIS) e MERIS/ENVISAT. Os resultados foram favoráveis ao uso do sensor OLI/L8, quando comparado ao sensor ETM+/L7, uma vez que os erros de estimativas de concentrações de SST, concentração de Chl-a e a *Colored Dissolved Organic Matter* (CDOM) foram os menores, considerando todos os sensores avaliados.

Lobo et al. (2015) realizaram estimativas de concentrações de SST a partir de uma série de dados do sensores MSS/TM/OLI do satélite Landsat, com o proposito obter os picos de concentrações deste componente opticamente ativo da água. Com uma série histórica de imagens, o estudo demonstrou que as maiores concentrações de SST ocorreram principalmente na década de 1990, onde a extração mineral foi intensiva.

3.4.4.1 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

O *Normalized Difference Vegetation* Index (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada – NDVI) é um índice que analisa as condições de verdor da vegetação a partir de dados de sensoriamento remoto, ou seja, a reflectância das bandas do infravermelho próximo e vermelho.

Proposto por Rouse et al. (1973), o NDVI é uma razão simples normalizando os dados entre -1 e +1. De acordo com Novo (2008), à medida que aumenta a quantidade de vegetação verde, aumenta a reflectância na banda do infravermelho próximo e diminui a reflexão na banda do vermelho fazendo com que o aumento da razão seja potencializado, realçando assim a vegetação. A vegetação verde é caracterizada por uma intensa absorção na região do vermelho (0,63 –0,69 μm) devido à clorofila e por uma intensa energia refletida na região do infravermelho próximo (0,76 –0,90 μm) causada pela estrutura celular das folhas.

Segundo Ponzoni & Shimabukuro (2009), o NDVI é amplamente utilizado para o monitoramento da vegetação através da construção de perfis temporais com objetivo de detectar alterações sazonais da vegetação. Salientam que, apesar do relativo sucesso no emprego deste índice, sua interpretação deve levar em consideração vários fatores limitantes, tais como: ponto de saturação do índice; interferência atmosférica; posicionamento e amplitude espectral das bandas; resolução espacial do sensor; entre outros.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Nesta sessão do presente trabalho é apresentada uma descrição da área de estudo, dos pontos amostrais para coleta dos dados, dos equipamentos e *softwares* utilizados e das técnicas para a análise dos dados.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

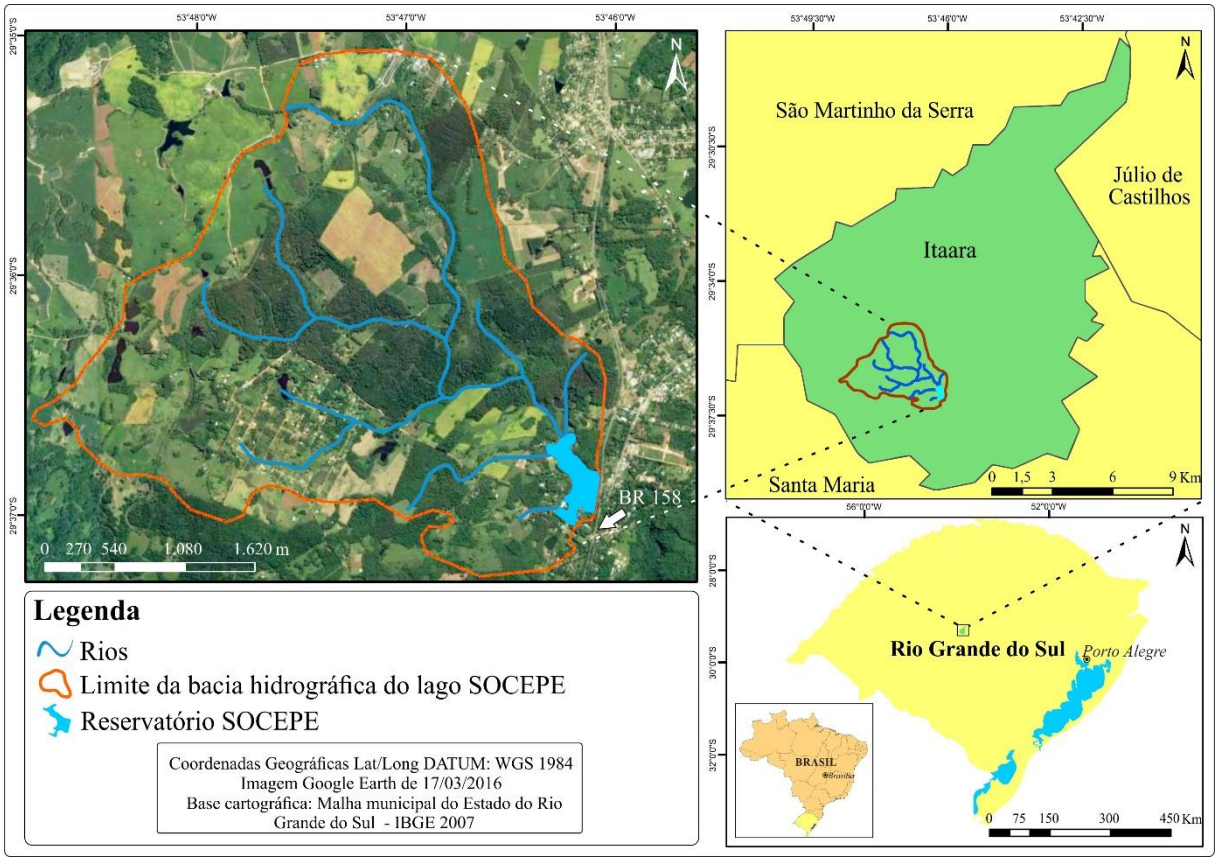
O estudo foi conduzido no reservatório da SOCEPE, localizado no município de Itaara na Região Central do Estado do Rio Grande do Sul. O município de Itaara (Figura 11), permaneceu como distrito de Santa Maria por 54 anos (1943 a 1997). A partir de um plebiscito realizado em 22 de outubro de 1995 e através da Lei Estadual n° 10.643, assinada pelo Governador Antônio Britto, foi criado oficialmente o Município de Itaara no dia 28 de dezembro do mesmo ano, sendo iniciadas as suas atividades em 1° de janeiro de 1997.

O município de Itaara possui uma área territorial de 172,4 Km² e uma população estimada em 5.329 habitantes (IBGE, 2015). O município está inserido nos biomas de Mata Atlântica e Pampa e faz parte das bacias hidrográficas dos rios Vacacaí Mirim e Ibicuí Mirim. Os municípios que mantém limites com o município de Itaara são Júlio de Castilhos ao Norte, Santa Maria ao Sul e São Martinho da Serra a Leste (ITAARA, 2017).

Em relação ao clima, a última classificação do Estado do Rio Grande do Sul foi definida por Rossato (2011), na qual a área do município de Itaara está localizada em clima Subtropical III, que se caracteriza como úmido e com variação longitudinal das temperaturas médias, entre 17 e 20 °C. Nos meses mais frios, as temperaturas oscilam entre 11 e 14 °C. Nos meses mais quentes ocorrem temperaturas que variam entre 23 e 26 °C. Além disso, as precipitações pluviométricas médias anuais oscilam entre 1500 e 1700 mm, concentrando-se geralmente em períodos de 90 e 100 dias.

O município se destaca hoje como um espaço de veraneio, onde os recursos hídricos é um dos principais atrativos, pois apresenta um grande número de cascatas e reservatórios, atraindo diversas pessoas para o turismo de aventura. Além disso, destaca-se por concentrar nove balneários, sendo conhecida como “cidade dos balneários”, concentrando uma grande população flutuante no verão. Outra característica presente são os pequenos sítios e pousadas, os quais vêm crescendo a busca a cada ano, tanto nos meses de inverno como de verão (DOTTO, 2016).

Figura 11 - Localização da área de estudo no município de Itaara no Estado do Rio Grande do Sul.



Fonte: Autor

O turismo é a principal atividade econômica no município juntamente com o setor dos serviços que dão suporte às atividades turísticas. A indústria e agropecuária também possuem presença expressivas no local.

No que se refere à indústria, há um predomínio de atividades de mineração, extração de saibro e britagem. As atividades agropecuárias apresentam algumas características que são determinadas pelo tamanho da propriedade, em sua maioria grandes propriedades, baseadas nas monoculturas e no pastoreio de gado bovino. No entanto, nas áreas do município inseridas no Rebordo Planalto, com terrenos mais declivosos, existem pequenas propriedades onde as atividades baseiam-se no plantio de diversas culturas para a subsistência (SCHNEIDER, 2010).

O reservatório da sede campestre da SOCEPE além de ser utilizado para atividades de lazer é responsável pela quase totalidade do abastecimento urbano de água, realizado pela Companhia Rio-grandense de Saneamento (CORSAN). A bacia hidrográfica do reservatório SOCEPE possui área de 1054 hectares, nela se integram áreas de atividades agrícolas e

urbanas. Segundo Marion (2007), o reservatório da SOCEPE gera um volume médio de 31.800 m³/mês, enquanto apenas 3.600m³/mês são provenientes de poços tubulares para o abastecimento. No entanto, conforme Silva (2012), o reservatório vem sofrendo com o assoreamento e, consequentemente, com a perda de profundidade e diminuição do volume de água disponível. Além disso, verificou-se em campo que no reservatório desenvolvem-se macrófitas aquáticas emersas e com folhas flutuantes e a água com coloração um pouco esverdeada, conforme figura 12.

Figura 12 - Características visuais do reservatório SOCEPE

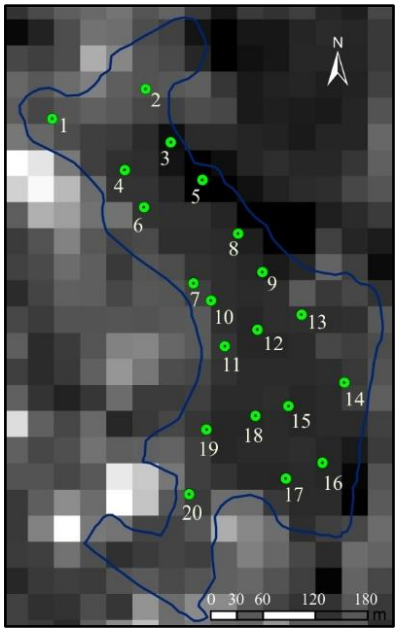
Fonte: Autor

4.2 COLETA DE AMOSTRAS E DADOS *IN SITU*

As amostras de água foram coletas em 20 pontos amostrais no Reservatório SOCEPE, cuja distribuição espacial pode ser vista na Figura 13, em 3 campanhas de campo, sendo uma por estação do ano, realizadas nas datas: 01 de abril de 2017, 31 de agosto de 2017 e 11 de novembro de 2017, o deslocamento até os pontos amostrais no interior do reservatório foi feito com barco a motor para coleta das amostras de água (Figura 12). Essas amostras foram coletadas para determinação das concentrações de Clorofila-a e SST.

Os dados de transparência da água foram verificados com uso do disco de Secchi. As variáveis clorofila-a e transparência da água foram utilizadas para a determinação do Índice de Estado Trófico (IET). Além disso, essas variáveis e as concentrações de Sólidos Suspensos Totais (SST), também determinadas, foram relacionadas com a reflectância do sensor OLI, acoplado ao satélite Landsat-8, para a geração de modelos de estimativa das variáveis Chl-a e SST. Nessas condições realizaram-se as campanhas de campo para as coletas de amostras nos dias de passagem do satélite Landsat 8 órbita/ponto 223/080, essa nomenclatura é dada pelo *Worldwide Reference System* (WRS) que é um sistema de notação global para dados Landsat. Ele permite que o usuário procure imagens de satélite em qualquer parte do mundo, especificando um centro de cena nominal.

Figura 13 - Localização dos pontos de coleta de água, no reservatório SOCEPE sobre a imagem Landsat 8 sensor OLI



Fonte: Autor

A transparência da água foi obtida a partir da imersão do Disco de Secchi na água até o seu desaparecimento em todos os pontos amostrais (Figura 14). Esse procedimento deve ser realizado preferencialmente pelo mesmo pesquisador. O método das medições seguiu a proposta da (CETESB, 1987).

Figura 14 - Imersão do Disco de Secchi para determinação da transparência da água.

Fonte: Autor

4.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO

A clorofila-a foi determinada com a utilização do método espectrofotométrico baseado em Nush (1980). As medições em espectrofotômetro são realizadas em 750 nm para a correção da turbidez e em 665 nm, considerando a absorção da clorofila-a. Duas leituras são realizadas antes e depois da acidificação. O cálculo das concentrações de clorofila-a é realizado conforme a Equação 5.

$$Chl\text{-}a = 29{,}6 * [(665\ nm - 750\ nm) - (665\ nm_a - 750\ nm_a)] * v / V * l \quad (5)$$

Onde:

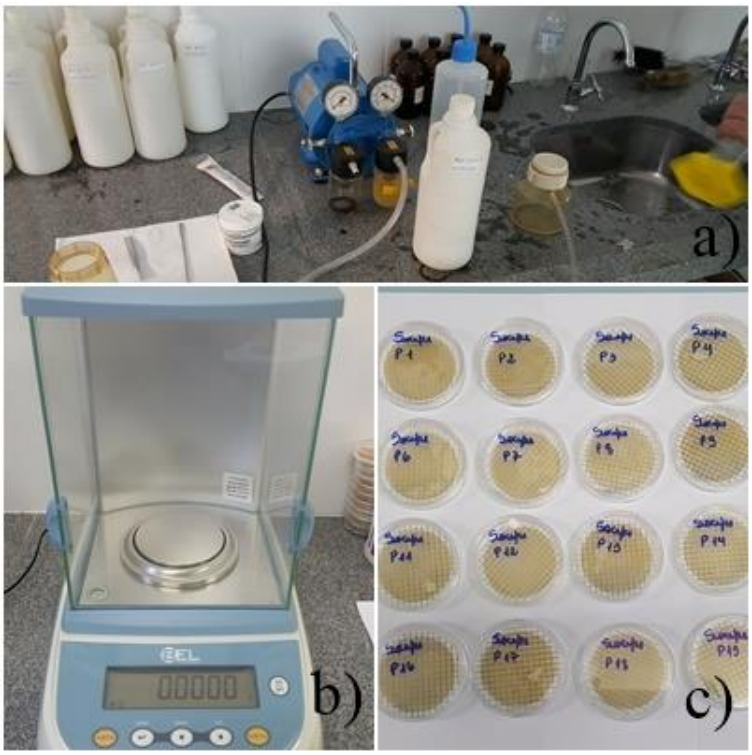
29,6 = Constante;
665 nm = Leitura de absorbância antes da acidificação;
750 nm = Leitura de absorbância antes da acidificação;
665_a mm = Leitura de absorbância após a acidificação;
750_a nm = Leitura de absorbância após a acidificação;
v = Volume de solvente utilizado para a extração da clorofila-a em ml (etanol);
V = Volume da amostra em litros (L);
l = Abertura ótica da cubeta em cm (Ex: 2 cm; 1 cm).

A determinação das concentrações de SST foi realizada a partir da secagem de filtros de Éster de Celulose (Milipore) com porosidade de 0,45 µm, em estufa a 50°C para a eliminação da umidade e obtenção do peso inicial em balança analítica. Após este procedimento, ocorre a filtragem das amostras de água (250 ml), sendo os filtros transferidos novamente para a estufa por 24 horas para posterior pesagem e obtenção do peso final. A concentração de SST (mg/L) é obtida a partir da Equação 6.

$$SST = (Pf - Pi / V) * 1000 \quad (6)$$

Onde :
SST = Sólidos Suspensos Totais
Pf= Peso Final (mg)
Pi= Peso Inicial (mg)
V = Volume filtrado (L)

Figura 15 - Equipamentos utilizados no procedimento do SST a) bomba de vácuo e compressor; b) balança analítica digital; c) filtros após processo de filtragem.



Fonte: Autor

4.4 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

Toledo (1983) propôs modificações na formulação matemática do Índice de Estado Trófico IET de Carlson (1977) para adequá-la às condições climáticas dos ambientes subtropicais. A modificação partiu de um estudo realizado em um reservatório localizado no município de Barra Bonita São Paulo - Brasil.

Para o cálculo do IET utilizou-se como referência o trabalho de Martínez e Palacios (2015), que utilizaram dados de Clorofila-a (Equação 7) e Transparência (Equação 8) de Toledo (1983) apresentadas na sessão 3.1 da fundamentação teórica, e média das duas variáveis (Equação 9).

$$IET\ (CL) = 10\{6 - [(2{,}04 - 0{,}695 \ln CL)/\ln 2]\} \quad (7)$$

$$IET\ (S) = 10\{6 - [(0{,}64 + \ln S)/\ln 2]\} \quad (8)$$

$$IET\ (M) = IET\ S + IET\ CL\ /\ 2 \quad (9)$$

Em que:

CL = Concentração de clorofila a, em µ gramas/Litro;
S = Transparência da água (Secchi), em metros.
M = Média das duas vaiáveis.

Segundo Martínez e Palacios (2015), os valores obtidos aplicando as equações do IET variam em uma escala de zero a cem e os critérios de aplicação estão resumidos na tabela 2.

O IET foi calculado individualmente para cada parâmetro analisado e também pela média das duas variáveis. Os resultados do IET obtidos a partir das concentrações de Chl-a e transparência foram classificados segundo os critérios estabelecidos por Toledo (1983) para reservatórios (Tabela 2). O processo de espacialização realizou-se no *sotware ArcMap 10.3.1*.

Tabela 2 - Classificação dos níveis de estado trófico para reservatórios de Carlson (1977) modificado por Toledo (1983).

Critério	Categoria Trófica	Transparência (m)	Clorofila-a (µg.L-1)
< 30	Ultraoligotrófico	≥ 7,8	≤ 0,51
30 – 44	Oligotrófico	7,7 – 2,0	0,52 – 3,81
44 – 54	Mesotrófico	1,9 – 1,0	3,82 – 10,34
54 – 74	Eutrófico	0,9 – 0,3	10,35 – 76,06
> 74	Hipereutrófico	< 0,3	> 76,06

Fonte: Adaptado de Toledo (1983).

4.5 IMAGENS ORBITAIS LANDSAT-8 OLI

Imagens do Satélite Landsat 8 (sensor OLI) foram adquiridas do site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) pelo *link* (*https://earthexplorer.usgs.gov*) para as mesmas datas das campanhas de campo. Para o download, solicitou-se imagens com valores de NDVI e reflectância já processados.

Os dados da imagem foram utilizados para o cálculo do NDVI sobre a área da bacia hidrográfica do reservatório SOCEPE, e geração dos modelos empíricos de estimativa das variáveis limnológicas de melhor correlação com a reflectância das bandas do visível e infravermelho próximo do sensor OLI.

4.5.1 NDVI da Bacia Hidrográfica do reservatório SOCEPE

A partir do cálculo do NDVI, verificou-se o verdor da vegetação sazonalmente, considerando o número total de pixels contidos em cada classe NDVI na área da bacia hidrográfica do rservatório. Os pixels foram categorizados em diferentes classes que correspondem ao valor de NDVI, e também pela média dos valores de pixels contidos na bacia hidrográfica. Esses processos realizam-se no *sotware* ArcMap 10.3.1. Estes dados foram relacionados com as variáveis limnológicas em termos de sua variabilidade sazonal.

O NDVI é calculado conforme a Equação 10:

$$NDVI = \rho ivp - \rho v / \rho ivp + \rho v \quad (10)$$

Em que:

NDVI = *Normalized Difference Vegetation Index*
ρivp = a reflectância no comprimento de onda correspondente ao Infravermelho Próximo (0,76 a 0,90 μm);
ρv = é a refletância no comprimento de onda correspondente ao Vermelho (0,63 a 0,69μm).

4.5.2 Estimativa da concentração das variáveis limnológicas de maior correlação a partir de dados de reflectância do sensor OLI

As coordenadas dos pontos de localização dos pontos coletados a campo foram usadas para a localização do pixel da imagem do sensor OLI que foi utilizado para extrair os valores de reflectância do campo 1, 2 e 3.

Para todas as análises foi adotado um intervalo de confiança de 95%. Os valores de reflectância dos pixels e os valores das variáveis limnológicas Chl-a, transparência da água e SST passaram por analise de correlação. A partir das correlações significativas foram estabelecidos modelos empíricos utilizando regressão linear simples.

O coeficiente de determinação (R^2) foi utilizando-se para avaliar o desempenho dos modelos. A partir dos modelos gerados foi executada a modelagem das concentrações das variáveis limnológicas.

O procedimento realizou-se no *software* ENVI 5.3 a partir da importação das imagens e seu processamento por meio da ferramenta *Band Math* com a utilização das equações dos modelos de estimava das variáveis limnológicas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E ESPECTRAIS NO RESERVATÓRIO SOCEPE

Nesta sessão dos resultados discutiu-se algumas características da água nas três campanhas de campo, ocorridas em 01/04/2017, 31/08/2017 e 11/11/2017, nas quais foram efetuadas as medidas de transparência e coletadas amostras da água para determinação em laboratório das variáveis clorofila-a (Chl-a) e sólidos suspensos totais (SST), além da aquisição de dados de reflectância das imagens do sensor OLI do satélite Landsat-8.

Na primeira campanha de campo, ocorrida no dia 01/04/2017 (Campo1) observou-se no gráfico da reflectância do sensor OLI (Figura 16) que, na região do visível, a banda 3 que representa os comprimentos de onda da região do verde, entre 0,525 e 0,600 µm, exibiu reflectância máxima na maioria dos pontos amostrais. A alta reflectância na banda 3 condiz com as concentrações de Chl-a que apresentou em média as maiores concentrações em todas as campanhas de campo. As maiores concentrações foram encontradas no alto curso do reservatório, nos pontos 1, 2, 3, 6 e 7, destacando-se o ponto 2 com a máxima concentração de Chl-a de 13,62 µg/l, conforme a tabela 3. A coleta de dados ocorreu no início do outono, ou seja, ainda possuindo características de altas temperaturas favorecendo o desenvolvimento de fitoplâncton. Segundo Esteves (1998) as altas concentrações de Chl-a são devido aos florescimentos de algas no verão causadas pelo aquecimento da água e do ar.

As concentrações de fitoplâncton influenciaram nos dados de transparência, que obteve uma média de 0,90 m no reservatório. Conforme a figura 17, a água caracteriza-se por possuir uma coloração esverdeada e com presença de grande quantidade de macrófitas aquáticas. O SST no Campo 1 apresentou as concentrações mais baixas dentre todos as campanhas, com média de 4,35 mg/l conforme Tabela 3.

No campo do dia 23/08/2017 Campo 2 verificou-se diferentes características da água se comparadas às verificadas no Campo 1. Na maioria dos pontos amostrais foi verificada maior reflectância na banda 4 do satélite Landsat 8, que situa-se no intervalo de comprimento de onda do vermelho, entre 0,630 e 0,680 µm, associando-se com as altas concentrações de SST, sendo a variável que apresentou maiores valores destacando-se das demais, com média de 18,74 mg/l (Tabela 3). Conforme a figura 16, as concentrações de SST possuem média

aproximadamente quatro vezes maior que a verificada no Campo 1. As maiores concentrações de SST encontram-se no alto curso do reservatório, conforme a figura 16.

A transparência da água, que possui média de 0,62 metros indica água mais turva, tendo relação com dados de SST. Conforme a tabela 3, a transparência apresentou máximo de 0,7 metros de profundidade, ressaltando-se por possuir as menores transparências entre as campanhas de campo. Segundo ANA (2009) e CETESB (2009), quanto menor a transparência, maior a turbidez da água, sendo capaz de afetar o metabolismo dos organismos subaquáticos e a fotossíntese fitoplanctônica. As características visuais são evidentes na figura 17.

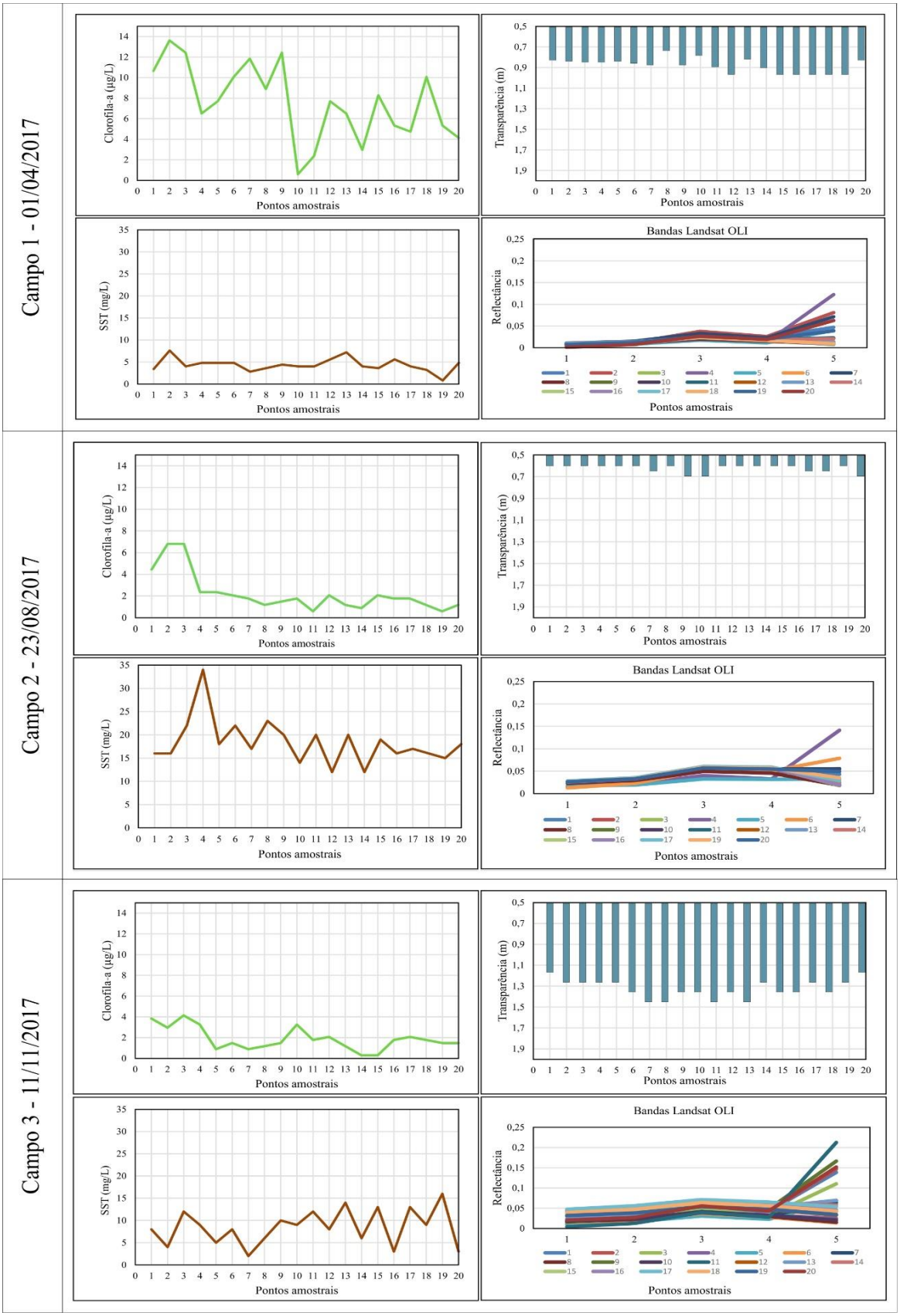
No mês de agosto as concentrações de Chl-a diminuíram, sendo este episódio ligado ao clima mais frio da estação de inverno e as menores insolações quando comparadas com o verão. Apesar disso, no Campo 2, assim como no Campo 1, foram verificadas no alto curso do reservatório as maiores concentrações de Chl-a e no baixo curso do reservatório as menores concentrações.

Na coleta de dados do Campo 3, último campo de coleta de dados que ocorreu em 11 novembro de 2017, a água foi caracterizada pelas mais baixas concentrações de Chl-a de todas as campanhas de campo, com máximo de 4,14 µg/l (Tabela 3). O SST também apresentou baixas concentrações, com média de 8,5 mg/l. Conforme a figura 16, os dados de transparência apresentaram as maiores profundidades, se definindo como a campanha de campo que apresentou características da água mais limpa.

Em relação à reflectância da água na região do visível, esta foi maior na banda 3, pela coloração mais esverdeada da água, conforme figura 17. As concentrações de Chl-a no Campo 3 permaneceram mais altas no alto curso do reservatório, conforme Campo 1 e Campo 2.

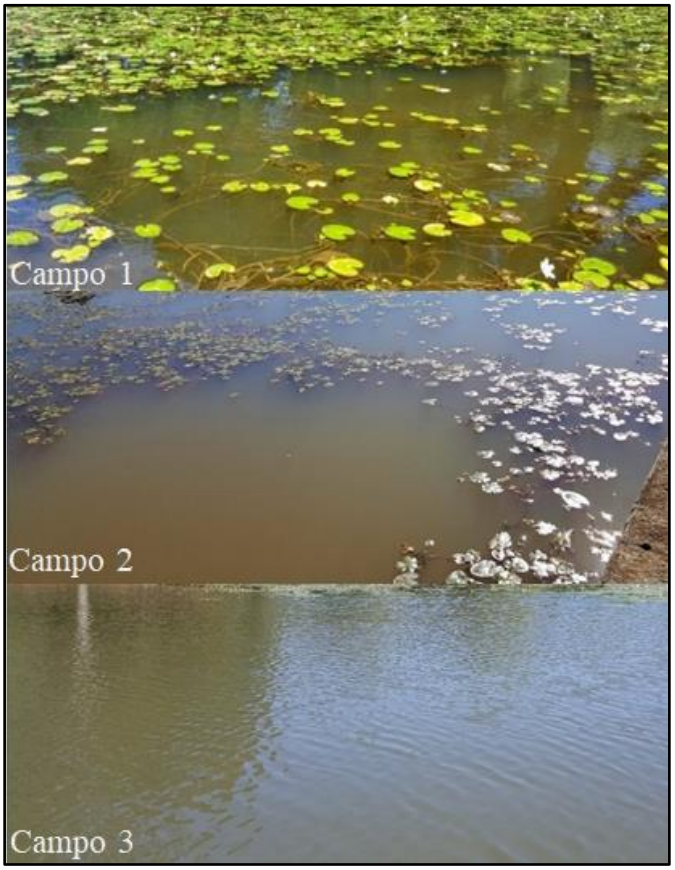
Na Banda 5 que é representada pelos comprimentos de onda da região do infravermelho próximo no espectro eletromagnético, ocorreram espalhamentos, devido, basicamente, à influência de macrófitas aquáticas, principalmente nas estações 1, 2 e 4, ocasionado pelas células das folhas deste tipo de vegetação aquáticas que se encontram na superfície da água (Figura 17).

Figura 16 - Gráfico da distribuição das variáveis limnológicas e espectrais no Campo1, Campo 2 e Campo 3.



Fonte:Autor

Figura 17 - Caracteristicas visuais da água no Campo 1, Campo 2 e Campo 3.



Fonte: Autor

Tabela 3 - Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo das variáveis Chl-a, transparência e SST.

Variável	Campo	Média	Desvio	Mínimo	Máximo
Chl-a (µg/L)	Campo 1	**7,61**	3,66	0,59	13,62
	Campo 2	2,27	1,80	0,59	6,80
	Campo 3	1,87	1,09	0,29	4,14
Transparência (m)	Campo 1	0,90	0,07	0,75	1,00
	Campo 2	0,62	0,03	0,60	0,70
	Campo 3	**1,36**	0,09	1,20	2,50
SST (mg/L)	Campo 1	4,35	1,47	0,80	7,60
	Campo 2	**18,74**	4,90	12,00	34,00
	Campo 3	8,50	3,90	2,00	16,00

Fonte: Autor

Nas três campanhas de campo, a Chl-a apresentou maiores concentrações no alto curso do reservatório e menores concentrações no médio curso e baixo curso. Os dados de transparência foram correlatos com as concentrações de Chl-a e SST em todas as campanhas de campo. As fotografias capturadas nas campanhas de campo (Figura 17) mostraram a relação com as concentrações de Chl-a no Campo 1, SST no Campo 2 e as baixas concentrações no Campo 3.

5.2 ESTIMATIVA DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS CORRELATAS COM OS DADOS DE REFLECTÂNCIA DO RESERVATÓRIO SOCEPE

As variáveis utilizadas na geração dos modelos de estimativa foram Chl-a e SST, pois apresentaram as maiores correlações. A Chl-a apresentou a maior correlação (-0,61) com a banda 3 do sensor OLI e o SST apresentou maior correlação (0,60) na banda 4, conforme a tabela 4.

Quanto à variável transparência, a maior correlação foi observada na Banda 5, porém o valor (0,32) não foi satisfatório para a geração do modelo de estimativa da transparência.

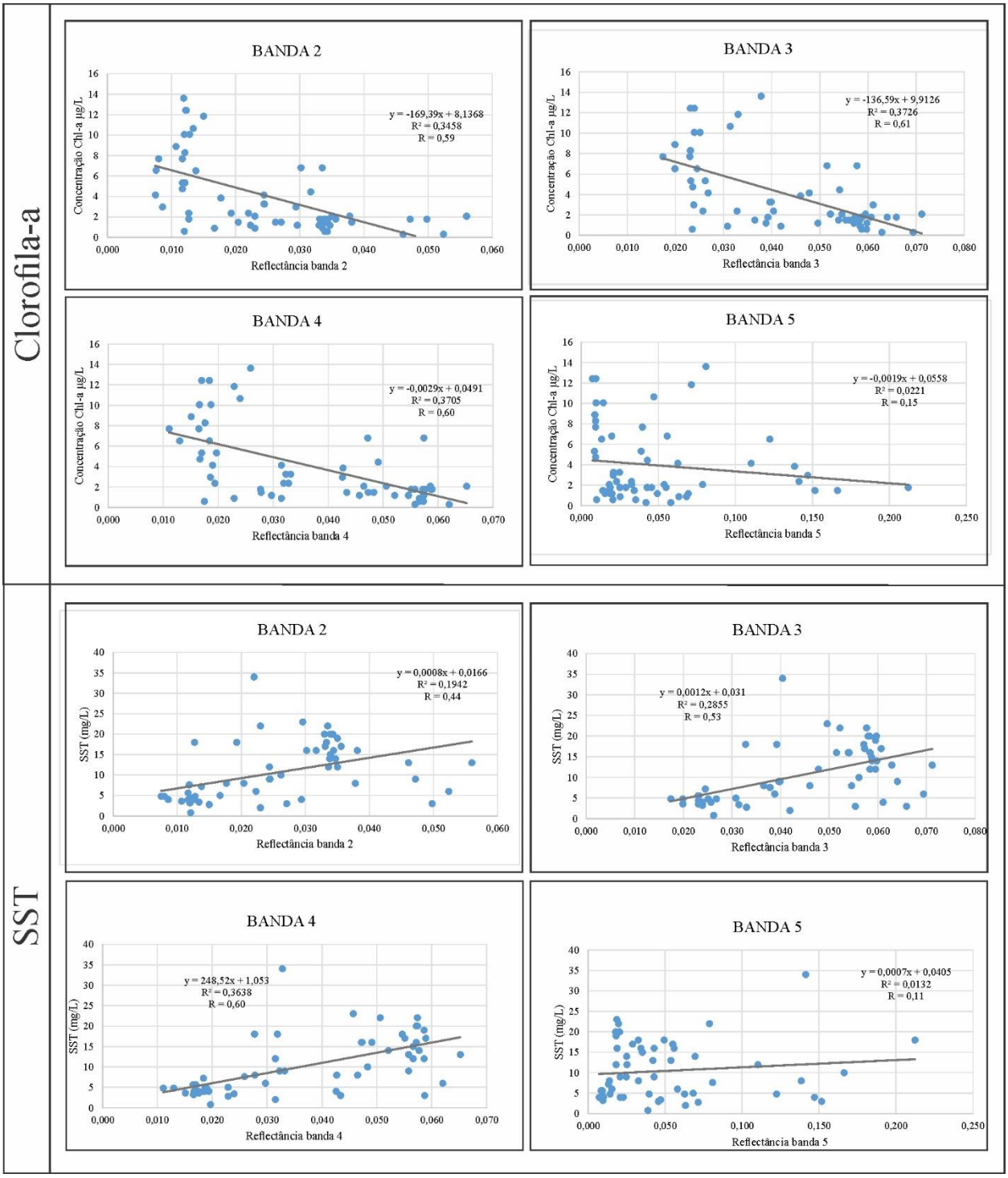
Tabela 4 - Analise de correlação entre as variáveis e limnológicas e as bandas do satélite Landsat 8 – Sensor OLI

	SST	Chl-a	Transpare	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5
SST	1						
Chl-a	-0,4119	1					
Transpare	-0,4453	-0,1784	1				
Banda 2	0,4407	-0,5880	0,1168	1			
Banda 3	0,5343	**-0,6103**	0,0428	0,937819	1		
Banda 4	**0,6031**	-0,6086	-0,1082	0,9238	0,9771	1	
Banda 5	0,1149	-0,1487	**0,3264**	-0,0153	0,1861	0,0637	1

Fonte: Autor

A Figura 18 explica o relacionamento dos dados além das equações de regressão linear entre Chl-a, SST e reflectância das imagens nas bandas 2, 3, 4 e 5 do sensor OLI. O modelo apresentou coeficiente de determinação de 0,37 para a Chl-a com a banda 3 e 0,36 para SST com a banda 4, ou seja, possui confiabilidade de 37% para a Chl-a e 36% para SST. Mesmo que os coeficientes de determinação foram baixos valores, a Chl-a e SST foram estimados.

Figura 18 - Diagrama de dispersão entre as variáveis Clh-a, SST e dados de reflectancia das bandas 2, 3, 4 e 5 do sensor OLI.



Fonte: Autor

A figura 19 apresenta a espacialização da Chl-a estimada pela banda 3 do sensor OLI para as três campanhas de campo. Conforme a sessão 5.1 dos resultados, o Campo 1 (dia 01/04/2017) apresentou as maiores concentrações de Chl-a de todos os campos,

principalmente no setor noroeste no alto curso do reservatório. A classe 5,6 a 7 µg/L representou as maiores áreas no centro do reservatório sendo similar aos dados coletados em campo que obteve média 7,61 µg/L, conforme a tabela 3.

No Campo 2 os resultados estimados foram muito próximos dos coletados *in situ*, possuindo as concentrações estimadas mais altas no alto curso do reservatório e as concentrações mais baixas no baixo curso do reservatório. A média dos dados de campo foram 2,27 µg/L e a imagem estimada apresentou maior área na classe 1,4 a 2,8 µg/L, principalmente nas áreas centrais.

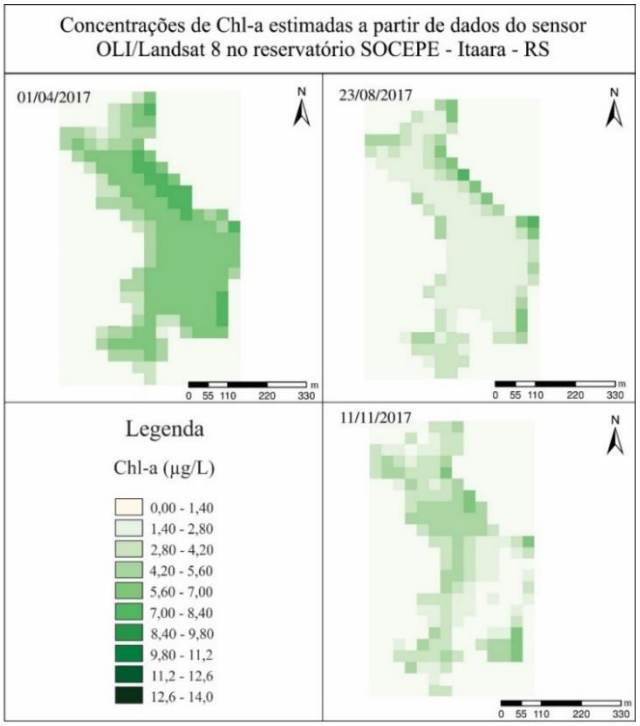
No Campo 3, conforme os dados coletados (Figura 16), as maiores concentrações foram nos pontos amostrais 1, 2, 3 e 4 no alto curso do reservatório e ponto 10 no médio curso do reservatório. Nenhuma das estações amostrais passou de 4,14 µg/L. Os valores estimados (Figura 19) se correlacionaram com as concentrações obtidas em campo no baixo curso do reservatório. A imagem Landsat estimada não apresentou dados satisfatórios paras as concentrações de Chl-a no alto curso e médio curso do reservatório, pois apresentou valores de concentração um pouco maiores do que os encontrados a campo 4,20 a 5,60 µg/L, sendo a região do reservatório em que o modelo mais superestimou os valores de concentração de Chl-a.

A figura 20 exibe a espacialização do SST estimado pela banda 4 do satélite Landsat 8 para as campanhas de campo. No Campo 1, os SST apresentaram média de 4,35 mg/L. A imagem estimada apresentou por toda extensão central do reservatório a classe 3,5 a 7 mg/L, sendo essa a de maior abrangência e a de melhores relações com os dados coletados a campo.

O Campo 2 apresentou uma média nos valores de concentração de SST de 18,74 mg/L para os dados coletados a campo, apesar das maiores concentrações estarem no alto curso do reservatório, a imagem estimada resultou em valores da classe de 14 a 17,5 mg/L para toda extensão central do reservatório.

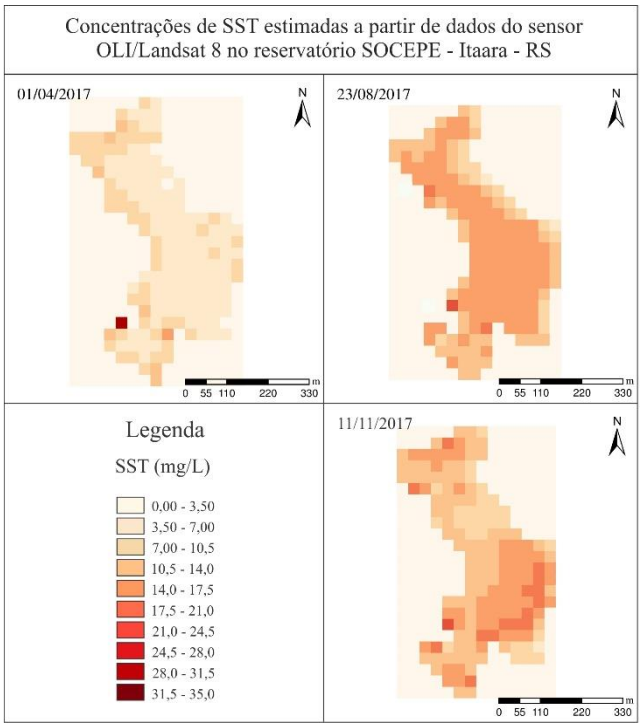
O Campo 3 obteve média de 8,5 mg/L nas campanhas de campo, apresentou valores dentro da classe de concentração estimada no médio curso do reservatório. No baixo curso do reservatório os resultados das concentrações foram maiores, se correlacionando com os dados coletados a campo, conforme figura 20 e figura 16.

Figura 19 - Espacialização das concentrações de Chl-a estimadas pela banda 3 do Landsat 8 para as campanhas de campo.



Fonte: Autor

Figura 20 - Espacialização das concentrações de SST estimadas pela banda 4 do Landsat 8 para as campanhas de campo.



Fonte: Autor.

As concentrações de Chl-a e SST de campo não apresentaram relação quando comparadas com as concentrações da imagem estimada nas bordas do reservatório. Provavelmente esse fato foi causado pela mistura espectral entre os alvos água, vegetação terrestre, macrófitas aquáticas e também por influência de outros componentes óticos. Por outro lado, na parte central do reservatório, não influenciado pelas misturas das bordas, as estimativas foram melhores. Nessa área, a maioria dos dados estimados foram correlatos quando comparados com as médias obtidas em campo (Tabela 3; Figuras 19 e 20).

5.3 DETERMINAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO

Para determinar as variações espaço-temporal do Índice de Estado Trófico (IET) foram realizadas espacializações do IET (Chl-a), IET (Transparência da água) e da média dos IETs destas variáveis (IET Médio), os quais permitiram observar a distribuição destas variáveis em diferentes cenários nos períodos das campanhas de campo, verificando a dinâmica sazonal do IET modificado por Toledo (1983) ocorrida no reservatório SOCEPE.

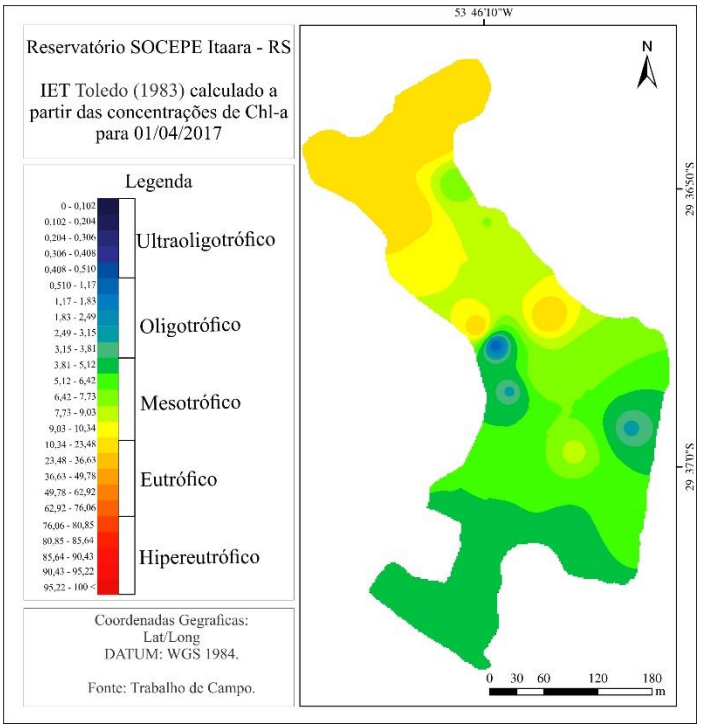
5.3.1 Estado trófico para o Campo 1

Conforme discutido na sessão 5.1 o Campo 1 apresentou as mais altas concentrações de clorofila-a dentre as demais campanhas. Podemos observar na figura 21 o estado trófico da água a partir da variável Chl-a. Em sua extensão, o reservatório enquadrou-se em três classes tróficas, sendo elas oligotrófica, mesotrófica, eutrófica. No alto curso do reservatório, a noroeste no mapa (Figura 21), onde se localiza na entrada das águas dos rios que drenam a bacia hidrográfica do reservatório SOCEPE, foram verificadas as maiores concentrações de Chl-a, classificando-se na classe eutrófica. O médio curso do reservatório caracterizou-se por ser, em sua maioria, mesotrófico, com alguns pontos próximos as margens. A oeste e a leste se classificou como oligotrófico e eutrófico. Na área ao sul do reservatório, o baixo curso foi classificado como mesotrófico.

O estado trófico referente à transparência da água, representada pela figura 22, classificou-se como Eutrófico, em sua maioria, apresentando menores transparências no alto curso do reservatório, com águas mais turvas, e maiores transparências no baixo curso do reservatório, com água mais transparente.

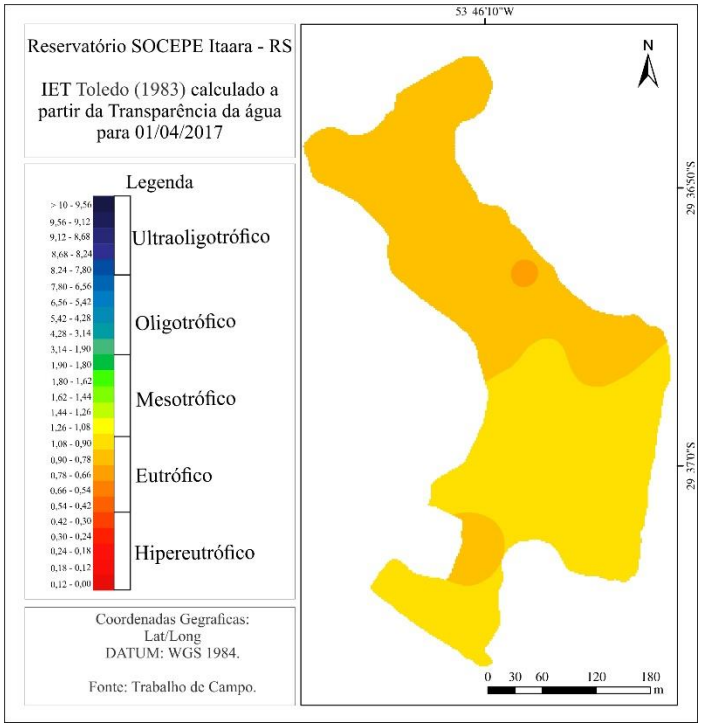
A média do IET para as variáveis de clorofila-a e transparência do Campo 1 estão expostas na figura 23. A classificação da média do IET demonstrou condições eutróficas e mesotróficas no reservatório. Na porção norte do reservatório as águas classificaram-se como eutróficas. Do médio curso ao baixo curso do reservatório, as mesmas classificaram-se como mesotróficas.

Figura 21 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a segundo Toledo (1983) no dia 01/04/2017.



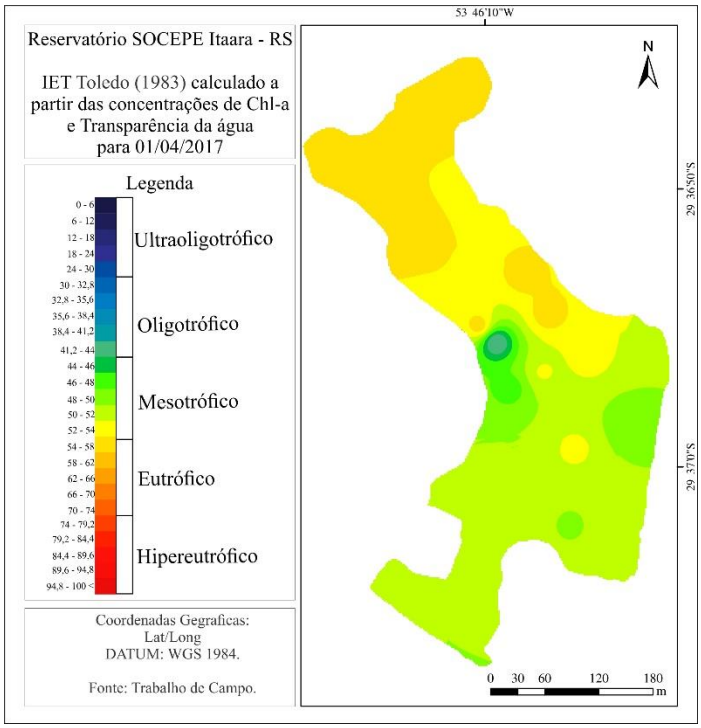
Fonte: Autor

Figura 22 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir da transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 01/04/2017.



Fonte: Autor

Figura 23 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a e transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 01/04/2017.



Fonte: Autor

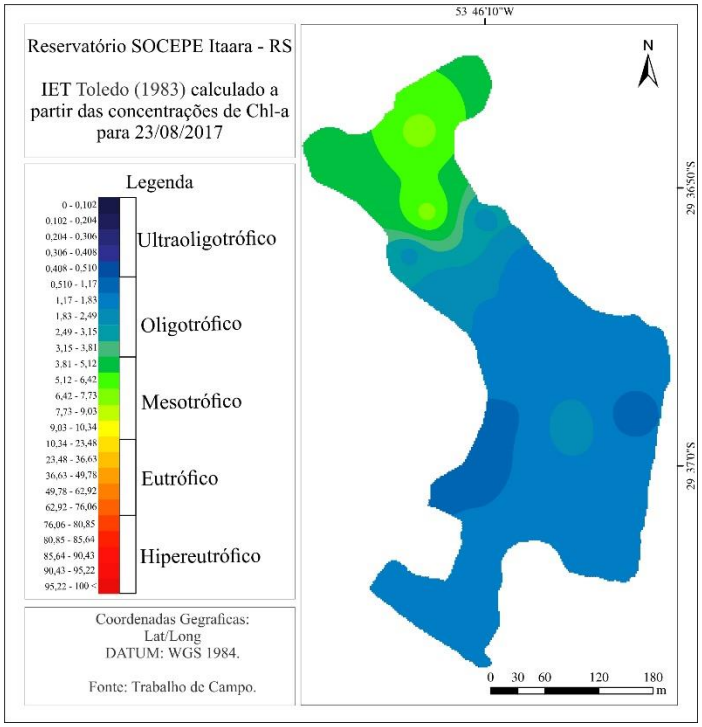
5.3.2 Estado trófico para o Campo 2

No Campo 2 foram verificadas menores concentrações de Chl-a em comparação com aquelas determinadas em amostras coletadas na primeira campanha de campo (Campo 1). Podemos observar na figura 24 que o estado trófico calculado a partir da variável Chl-a se enquadra na classe mesotrófica no alto curso do reservatório, e oligotrófico no médio e baixo curso. Nesta campanha de campo (período de inverno) as baixas temperaturas provavelmente influenciaram em menores concentrações de Chl-a se comparadas com o Campo 1, realizado em um período de transição do verão para o outono, com temperaturas mais altas.

O Estado trófico calculado a partir dos dados de transparência da água representada exposto na figura 25, foi classificado como eutrófico. No entanto, os valores de IET ficaram muito próximo do limiar entre eutrófico e hipereutrófico, com exceção das áreas mais esverdeadas no mapa, ou seja, no médio e baixo curso do reservatório. Conforme sessão 5.1, a campanha de Campo 2 apresentou altas concentrações de SST, influenciando os dados de transparência.

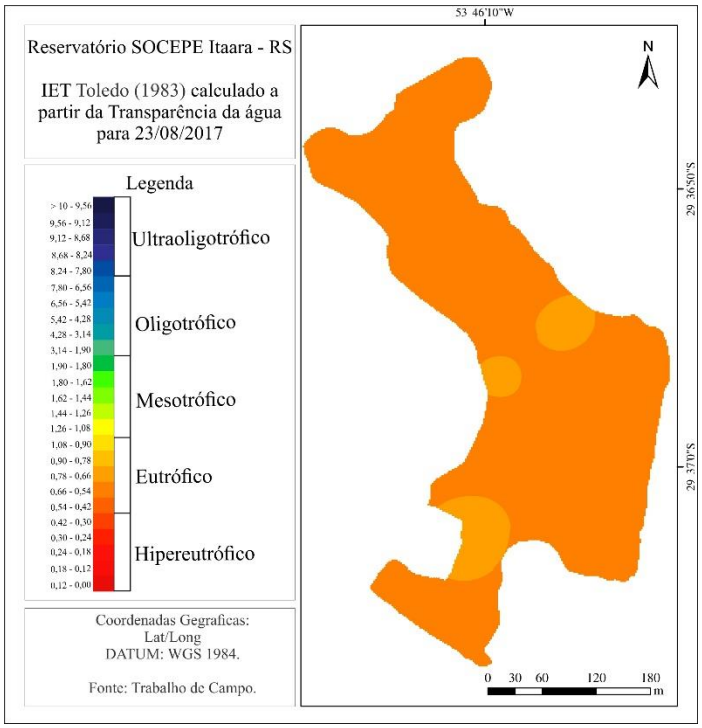
A média do Estado Trófico para as variáveis de clorofila-a e transparência do Campo 2, espacializada na figura 26, foi classificada em três níveis do estado trófico: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. As áreas ao Norte no reservatório, alto curso do mesmo, caracterizadas pelas aéreas de desague dos afluentes da bacia hidrográfica, foram classificadas como eutróficas, sendo as médias mais altas verificadas. As áreas centrais e de baixo curso do reservatório foram classificadas como mesotróficas, com exceção de pequenas áreas na porção centro leste, onde ocorreram classificações que indicam condições oligotróficas da água.

Figura 24 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a segundo Toledo (1983) no dia 23/08/2017.



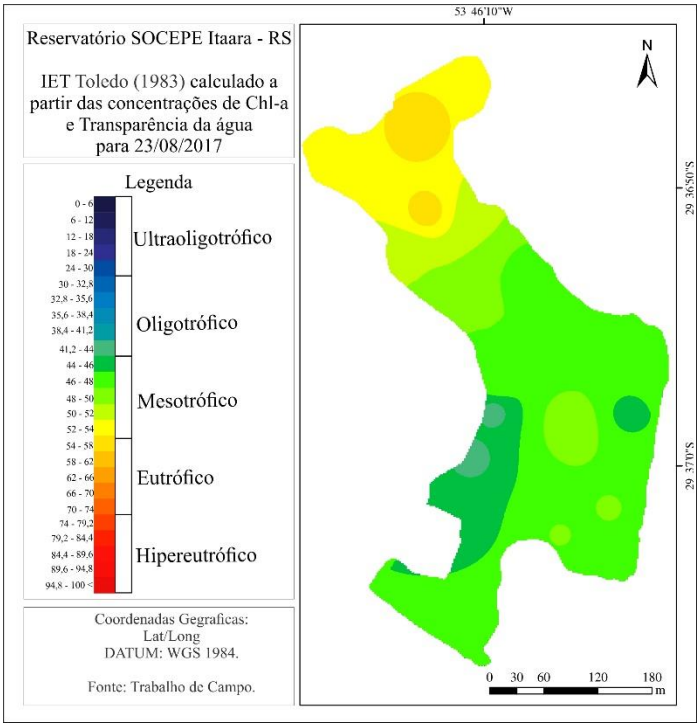
Fonte: Autor

Figura 25 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir da transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 23/08/2017.



Fonte: Autor

Figura 26 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a e transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 23/08/2017.



Fonte: Autor

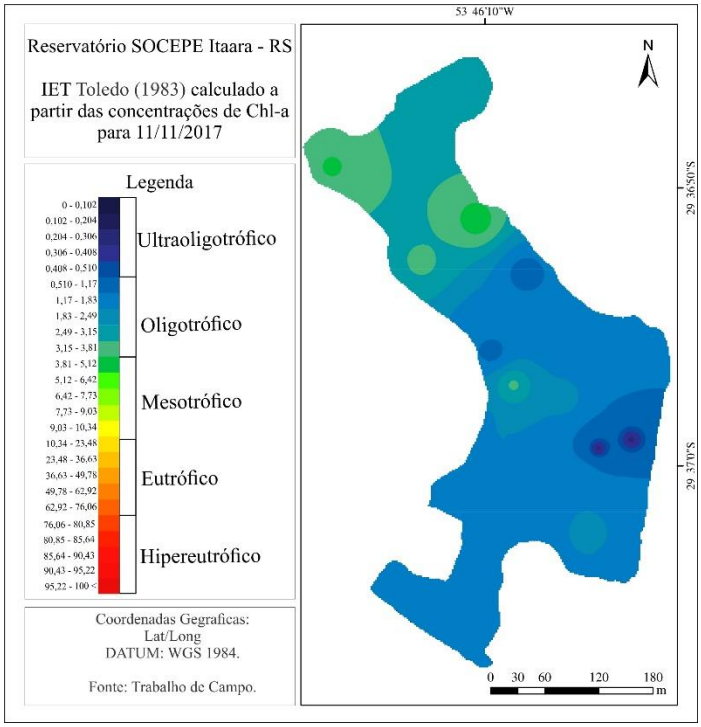
5.3.3 Estado trófico para o Campo 3

Na campanha de Campo 3, devido as baixas concentrações de clorofila-a, o IET indicou condições oligotróficas da água para a maioria dos casos. Somente em alguns pontos no alto curso do reservatório as classificações indicaram águas mesotróficas (Figura 27).

O Estado trófico para a transparência da água, exposto na Figura 28, enquadrou-se na classe mesotrófico.

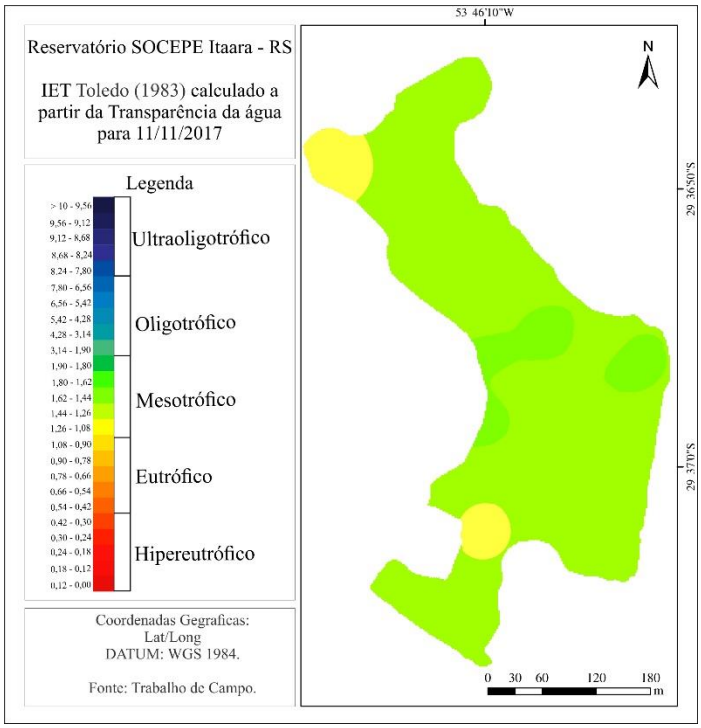
A média do Estado trófico para as variáveis de clorofila-a e transparência do Campo 3, espacializadas na Figura 29, demostram condições oligotróficas da água nas áreas do médio curso e baixo curso. Condições mesotróficas foram verificadas no alto curso do reservatório.

Figura 27 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a segundo Toledo (1983) no dia 11/11/2017.



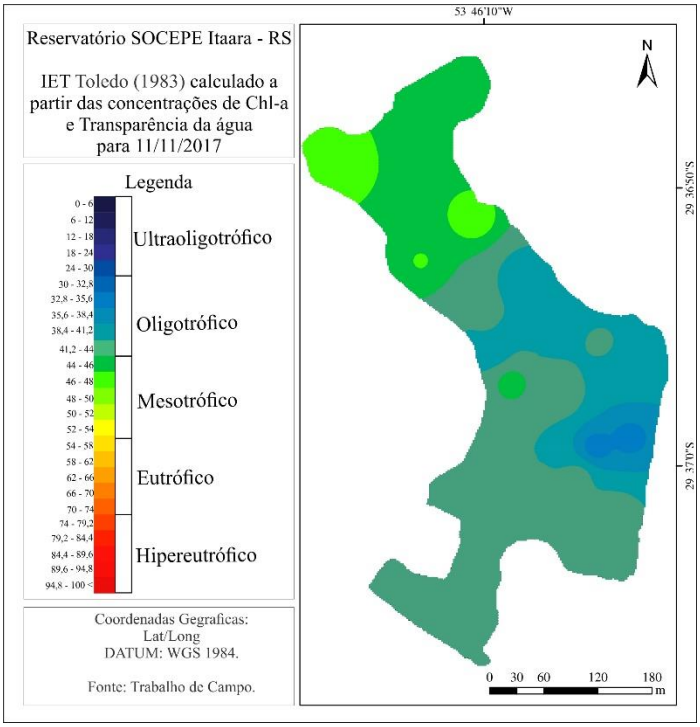
Fonte: Autor

Figura 28 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir da transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 11/11/2017.



Fonte: Autor

Figura 29 - Índice de Estado Trófico no Reservatório SOCEPE, calculado a partir das concentrações de clorofila-a e transparência da água segundo Toledo (1983) no dia 11/11/2017.



Fonte: Autor

Não se pode afirmar qual o motivo exato das oscilações no grau de trofia por estação, pois existem diversas atividades que acontecem no entorno do reservatório. Seus afluentes e a bacia hidrográfica como um todo podem influenciar na qualidade da água. As estações foram bem distintas com diferentes valores tróficos e, deste modo, pode-se inferir que o índice utilizado (IET) de Toledo (1993) constitui-se em uma metodologia prática para avaliação da qualidade das águas, e se mostrou de fácil interpretação e divulgação dos resultados para o público.

5.4 DINÂMICA DA VEGETAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RESERVATÓRIO SOCEPE.

Neste item serão apresentadas as mudanças ocorridas na cobertura presente na bacia hidrográfica do reservatório SOCEPE nas três estações do ano estudadas, considerando o seu verdor com base em dados do NDVI.

A bacia hidrográfica do reservatório SOCEPE é constituída de áreas agrícolas, mata nativa e área urbana, conforme demostrado na Figura 11. As datas analisadas são de períodos de entressafra e, por esse motivo, as áreas de menor valor de NDVI são prováveis áreas de lavoura e corpos d'água em algumas parcelas de área distribuída pela bacia hidrográfica, inclusive o reservatório SOCEPE.

O Campo 1 (Figura 30) apresentou média do NDVI de 0,73, conforme a tabela 5, sendo esta a maior média de todas as campanhas observada em todas as campanhas de campo. A campanha de campo ocorreu no mês de abril, ou seja, no final das colheitas das culturas de verão, o que proporciona o aparecimento de áreas de solo exposto ou com cobertura de palha seca. Segundo o IBGE (2016) o município de Itaara possui 3000 hectares de área plantada de soja.

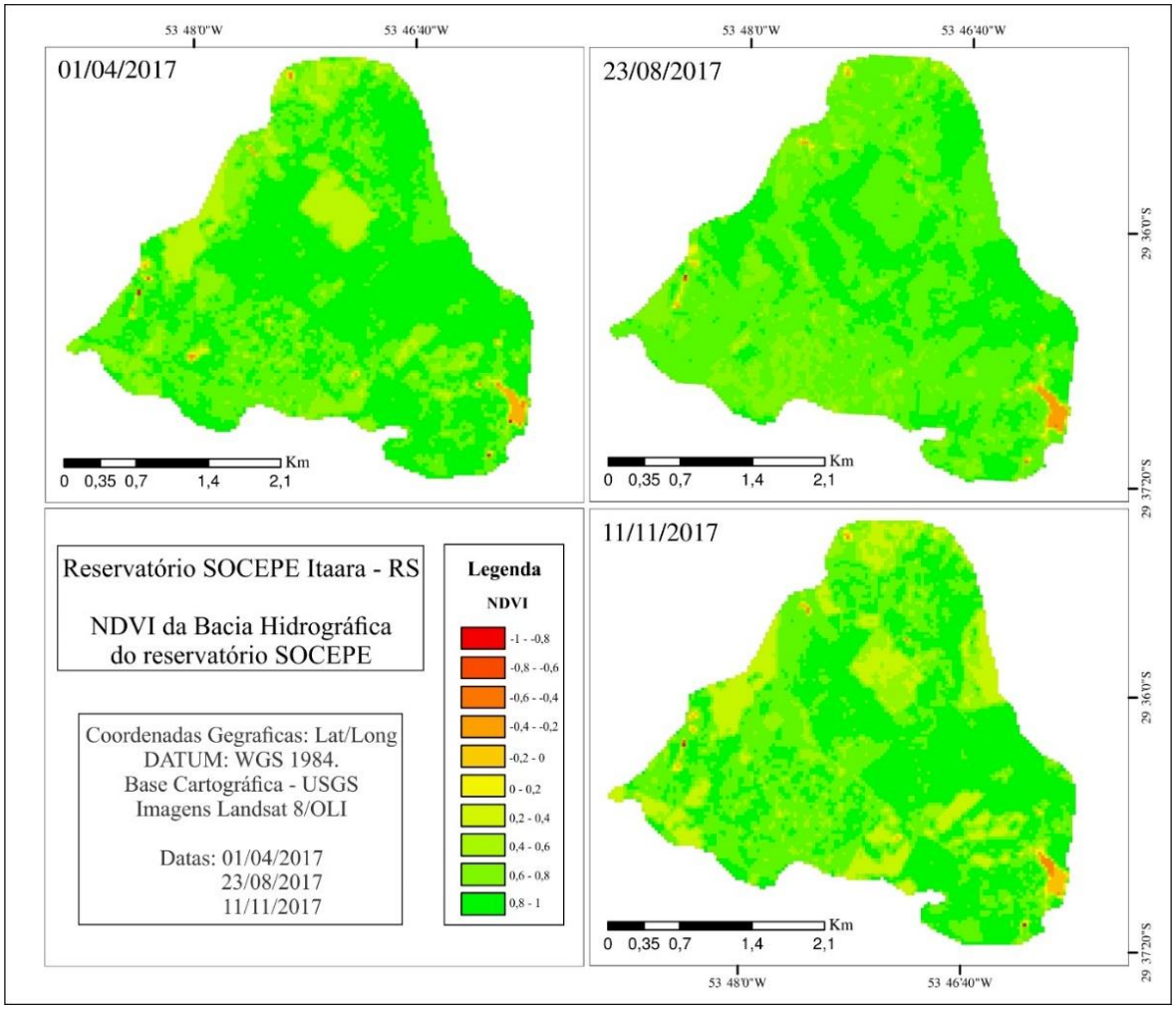
Tabela 5 – Médias dos NDVI para cada campanha de campo

Campo	Média NDVI
Campo 1 - 01/04/2017	0,73
Campo 2 - 23/08/2017	0,70
Campo 3 – 11/11/2017	0,69

Fonte: Autor

No mês de agosto, quando foi realizada a campanha de Campo 2, ou seja, no final do inverno, os principais cultivos agrícolas em período vegetativo são o milho e o trigo, o que confere a área da bacia hidrográfica maior verdor da vegetação, conforme Figura 31. Segundo IBGE (2016) as áreas de plantio de milho e trigo no município são respectivamente 540 hectares e 400 hectares. Apesar do mês de agosto ter apresentado a segunda maior média de NDVI (0,70) a classe 0,8 a 1 foi a classe de menor representatividade se comparada com as outras datas. Conforme Nora e Martini (2010) e Rizzi e Fonseca (2001) a diminuição do NDVI nas florestas está relacionada a diminuição da temperatura que ocorre nessa época do ano na região, ocasionando a redução da massa foliar. Nessa estação do ano também há diminuição da radiação solar que é fonte de energia para fotossíntese. Outro ponto que se destaca é a influência da resposta espectral do solo na estação inverno.

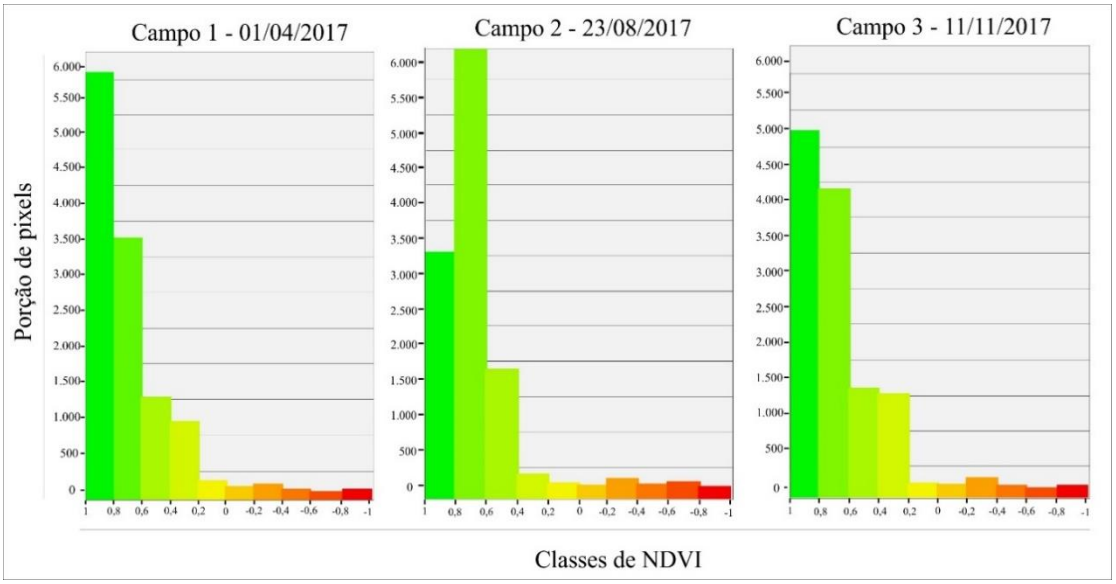
Figura 30 - Mapa do NDVI da Bacia Hidrográfica do reservatório SOCEPE.



Fonte: Autor

O Campo 3 ocorreu no mês de novembro que se configura como período do ano de preparação do solo para o plantio da soja, sendo este o principal cultivo agrícola do município. A classe 02 a 04 conforme a Figura 31 define-se por prováveis áreas de solo exposto. Apesar da média do Campo 3 ter sido a menor verificada conforme a tabela 5, na primavera ocorre aumento do NDVI, pelo rebote principalmente dos campos e florestas, também já relatado por Rizzi e Fonseca (2001) e Nora e Martini (2010) conforme a classe 0,8 a 1 do campo 3 que aumentou em comparação a mesma classe verificada no Campo 2 devido ao florescimento da vegetação nesta estação do ano.

Figura 31 - Numero total de pixel contidos em cada classe de NDVI



Fonte: Autor

Conforme a tabela 5, verificou-se que as medias de pixels de NDVI por toda a extensão não representou de forma adequada a variação sazonal, pois não possuem alteração significativa. Porém, analisando individualmente as classes de NDVI, observa-se que o Campo 1, período de fim de safra, com ocorrência de solo exposto e maiores temperaturas, o índice de estado trófico, calculado a partir das concentrações de clorofila-a, foi o mais alto das 3 campanhas de campo. No Campo 2 foram verificadas as maiores concentrações de SST e a classe 0,8 a 1 foi a classe menos contabilizada, o que pode estar relacionado ao final da estação do inverno com menores insolações e queda de parte das folhas, essas circunstancias procederam na diminuição dos valores dos pixels das condições de vegetação que juntamente com o preparo do solo e plantio da cultura do milho, proporcionando áreas de solo exposto, ocasionaram o carregamento do material particulado pelas águas do escoamento superficial até o reservatório. O Campo 3, realizado no mês de novembro, estação primavera, caracterizou-se pelo aumento do NDVI, devido as maiores condições e concentrações da vegetação por consequência do desenvolvimento foliar.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo deste trabalho foi avaliar, espacialmente e temporalmente, variáveis opticamente ativas indicadoras da qualidade das águas do reservatório SOCEPE, em Itaara no Estado do Rio Grande do Sul, e ainda desenvolver um modelo empírico de estimativa destas variáveis a partir de dados de Sensoriamento Remoto.

As variáveis opticamente ativas apresentaram variações sazonais. Para a clorofila-a, as maiores concentrações foram verificadas nas estações mais quentes, representadas neste trabalho pelos dados obtidos no Campo 1, fim da estação do verão e início de outono, sendo as menores concentrações verificadas na estação de inverno expressas pelos dados coletados no Campo 2.

A transparência da água foi menor para os dados coletados no Campo 2, onde registrou-se as maiores cargas de SST. Esse fato indica a influência dos fenômenos que ocorrem na bacia hidrográfica do reservatório como a diminuição da cobertura de vegetação e o escoamento superficial.

Quanto aos modelos de estimativa, apesar de apresentarem valores de determinação baixos, foi possível estimar as concentrações de Chl-a e SST no reservatório. As melhores relações entre os dados estimados e os dados obtidos em campo foram verificados para porção central do reservatório, ou seja, com menores influências espectrais de alvos adjacentes. As áreas da borda do reservatório, estimadas a partir do sensor OLI, não apresentaram semelhanças com dados de campo pelo motivo dos pixels de 30 metros de resolução estarem poluídos com outras coberturas. Ou seja, imagens de melhor resolução espacial poderiam melhorar as estimativas para as áreas próximas as margens do reservatório.

O Índice de Estado Trófico demostrou-se uma metodologia prática para avaliação da qualidade da água. As variações espaço-temporal do IET para a Chl-a e transparência foram notáveis em cada estação estudada. O IET para a Chl-a se caracterizou por apresentar os maiores graus de trofia no alto curso do reservatório, principalmente para os dados obtidos no Campo 1. A transparência da água configurou-se por estar na classe eutrófica nos Campos 1 e 2 em toda extensão do reservatório e no Campo 3 classificou-se como mesotrófica. Para as médias do IET proposto por Toledo (1983), em sua maioria, o Campo 1 destacou-se como eutrófico do médio curso ao alto curso, e mesotrófico do médio curso ao baixo curso do reservatório. O Campo 2 classificou-se, na maior parte, como mesotrófico, com algumas porções eutróficas no alto curso do reservatório e oligotroficos em pequenas regiões a Leste. No Campo 3 observou-se os menores graus de trofia, sendo mesotrófico no alto curso do

reservatório e oligotrófico no médio e baixo curso do reservatório. O IET médio evidenciou a tendência de agravamento na qualidade das águas do reservatório SOCEPE no alto curso do reservatório, discriminado pelo desague das drenagens da bacia hidrográfica e influenciado por macrófitas aquáticas.

O NDVI apresentou resultados coerentes quando considerado a estação do ano. As maiores evidencias referiram-se ao Campo 2, na qual foram verificadas as maiores concentrações de SST, o que pode estar relacionado ao final da estação do inverno com menores insolações e queda de parte das folhas, ao preparo do solo e plantio da cultura do milho, proporcionando áreas de solo exposto e o carregamento de material particulado pelas águas do escoamento superficial até o reservatório.

Considerando o objetivo deste estudo, é possível concluir que a utilização das técnicas e metodologias utilizadas mostraram-se eficientes para representar de maneira adequada a dinâmica espaço-temporal do Estado Trófico do reservatório SOCEPE.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA.(Brasil). **Índice de qualidades das águas.** Portal da qualidade das águas. Brasil, 2009. Disponível em: Acesso em: 25 nov. 2017.

AMORIM, B. **Análise Comparativa de Processos de Eutrofização da Água em Reservatórios do estado do Ceará e sua Relação com as Características Morfológicas, Hidrológicas e Climáticas.** 2001. 174p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2001. **Analysis**. 3. ed. [S.l.]: Wiley-Interscience, 2001. 641 p.

BARBOSA. C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície de Curuai/Rio Amazonas.** Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos. 255 f. 2005.

BEM, C. C.; AZEVEDO, J. C. R.; BRAGA, M. C. B. Aplicação e análise dos Índices de Estado Trófico - IET: Estudo de caso do lago Barigui. In **Anais** XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande: ABRH, 2009. p. 1 - 13.

BUKATA, R. P. J.; JEROME, J. H.; KONDRATYEV, K. Ya.; POZDNYAKOV, D. V. Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters. **Boca Taton**, Florida: CRC Press LLC, 1995. 362 p.

BUKATA, R.P. Satellite monitoring of inland and coastal water quality: retrospection, introspection, future direction. CRC Press, Boca Raton, EUA. 246 p. 2005

CALIJURI, M. do C.; CUNHA, D. G. F. (Coords.) **Engenharia ambiental**: conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

CARLSON, R. T. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**. v.22, n.2, p. 361-369, 1977.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Biogás: **Pesquisas e Projetos no Brasil.** 184 p - São Paulo: SMA, 2006.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Variáveis de qualidade de água.** São Paulo, 2009. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ Agua/rios/variaveis.asp#transparencia>. Acesso em: 19 set. 2017.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo: CETESB, 1987.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgar Blücher LTDA, 1999.

COUTO, J. L. V. (2012) **Limnologia**. Disponível em: http://www.ufrrj.br/ Acesso em: Dez de 2017.

CPRH – AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Índice e indicadores de qualidade de água: revisão da literatura**. 2010. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/indice-agua-volume1.pdf> Acesso em: 20 de set 2017.

CURRAN, P. J. **Principles of remote sensing**. New York, 1985, 282 p.

DATSENKO, I.S. **Estudo da qualidade da água dos reservatórios do estado do Ceará**: Relatório Final. Universidade Federal do Ceará, Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Ambiental. Fortaleza: UFC, 1999. 250f.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** 4a edição atualizada, São Paulo, Oficina de Textos, 2012.

DOTTO, B. C. **O uso de jogos de RPG na gestão de conflitos socioambientais e proteção do geopatrimônio hídrico no Município de Itaara /RS.** 2016. 117 p. Dissertação (Mestrado em Geografia)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

DREW, D.. Processos Interativos Homem – **Meio Ambiente**. Ed. Bertrand Brasil S. A. Rio de Janeiro – RJ. 1983.

EMBRAPA. Agência Embrapa de Informação Tecnológica (AGEITEC). **Sistema de Plantio direto o Conceito**. 2015. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/sistema_plantio_direto/arvore/CONT000fh2b6ju802wyiv80rn0etn6qel0im.html> Acesso em: Fev de 2017.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Agência de Informação Embrapa. Acesso em: 18 fev. 2017.

ENNES, R. **Potencial das imagens hiperespectrais orbitais na detecção de componentes opticamente ativos no reservatório de Itupararanga.** 2008. 125p. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas)–Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2008.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Liminologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciância, 1998.

FURRIELA, Rachel B. **Educação para o Consumo Sustentável**. Ciclos de Palestras sobre o Meio Ambiente. 2001. Arquivo Capturado da Internet. Acesso em: mar. 2017

GERACE, A. D.; SCHOTT, J. R.; NEVINS, ROBERT. Increased potential to monitor water quality in the near-shore environment with Landsat's next-generation satellite. **Journal of Applied Remote Sensing** p. 1-19 Mai 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1117/1.JRS.7.073558> Acesso em: 15 out. 2017.

HAN, L. Spectral Reflectance with Varying Suspended Sediment Concentrations in Clear and Algae-Laden Waters. **Photogrammetric Engineering e Remote Sensing**, Tuscaloosa, v. 63, n. 6, p. 701-705, jun., 1997.

INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA (IIE). **Lagos e Reservatórios. Qualidade da Água: O Impacto da Eutrofização.** RiMa, São Paulo, Brasil, 2000. v.3. 28 p.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: uma perspectiva em recursos terrestres. Tradução José Carlos Epiphanio (coordenador) *et al.* 2. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009

KROGER, S.; LAW, R. J. **Sensing the Sea. Trends Biotechnology**. v. 223, n. 5, p. 250-256, 2005.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) -Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo 2004.

LOBO, F.L. et al. Time-series analysis of Landsat-MSS/TM/OLI images over Amazonian waters impacted by gold mining activities. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 170- 184, 2015.

LOPES, F. B. **Uso de sensoriamento remoto como suporte ao monitoramento da qualidade das águas superficiais da região semiárida do Brasil.**. 201 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013

MANTOVANI, J.E. **Comportamento espectral da água: faixas espectrais de maior sensibilidade ao fitoplâncton na presença de matéria orgânica dissolvida e matéria inorgânica particulada.** 1993. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto e Aplicações) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

MARION, F. A. **Levantamento da situação atual dos recursos hídricos subterrâneos em Itaara - RS e sua vulnerabilidade natural.** 2007. 48 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Bacharelado em Geografia)-Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2007.

MARTÍNEZ, M. L. L.; PALACIOS, S. M. M. Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de la Cocha. **Ciencia e Ingeniería Neogranadina,** v.25-2, p. 21-42, mar/ago. 2015. Disponível em: <http://www.scielo.org.co/pdf/cein/v25n2/v25n2a02.pdf> . Acesso em: 10 out. 2017.

MAZUMDER, A. e HAVENS, K. E. Nutrient-chlorophyll-Secchi relationships under constrating grazer communities of temperate versus subtropical lakes. **Can. J. Aquat**. Sci. 55: 1652-1662. 1998.

MINELLA, J. P. G. et al. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2007. v.31, n.6.

MORAES, E. C. F**undamentos de Sensoriamento Remoto** São José dos Campos, SP INPE 2002.

MORAIS, L. M. F. A. Expansão Urbana e Qualidade Ambiental no Litoral de João Pessoa - PB. 2009. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

MOREIRA, M.A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e metodologias de aplicação**. 4. ed. atual. ampli. – Viçosa, MG: Ed. UFV, 2011. 422p.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

MOTTA, R. S. **Economia Ambinetal.** 1º ed. Rio de Janeiro. Editora FGV, 2006. 228 p.

NOBREGA, I. V. **Análise espectral de sistemas aquáticos da Amazônia para a Identificação de componentes opticamente ativos.** 2005. 84f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2002.

NORA, E. L. D.; MARTINI, D. Z. Análise da dinâmica sazonal de fitofisionomias do bioma Mata Atlântica com base em índices de vegetação do sensor MODIS/TERRA. **Ambiência**, Guarapuava, v. 6, n. 1, p. 97-108, 2010.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 3. Ed. Edição. São Paulo: Blucher, 2008.

NOVO, E. M. L. M. Sistemas Aquáticos Continentais. In: RUDORFF, F. T. et al. O Sensor Modis e suas aplicações ambientais no Brasil. São José dos Campos: A. Silva Vieira. 2007.

NOVO, E.M.L. de M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. 4ª edição. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda. 2011.

NUSH, E. Comparison of differents methods for chlorophilla and phaeropigments determination. **Arch. Hydrobiol.,** v. 4, p. 14-36, 1980.

POMPÊO, M. L. M. Limnologia: o estudo das águas continentais. **Saneas**, v. 40, p. 5-9, mar. 2011.

PONZONI, F. J. & SHIMABUKURO, Y. E. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação. 2009. Ed. Parêntese. São José dos Campos – SP.

RAMOS, T. B. **Sistemas de indicadores de índice de qualidade da água e sedimentos em zonas costeiras.** Dissertação (Mestrado em Ciência das Zonas Costeiras). Universidade de Aveiro. 211 p. 1996.

RITCHIE, J.C.; ZIMBA, P.V.; EVERITT, J.H. (2003) Remote sensing techniques to assess water quality. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 69, n. 6, p. 695-704.

RIZZI, R.; FONSECA E. L. da. Análise da variação espacial e temporal do VDVI no estado do Rio Grande do Sul através de imagens AVHRR. In: simpósio brasileiro de sensoriamento remoto. Foz do Iguaçu. **Anais**. São José dos Campos: INPE, 2001. P. 1735-1737. 2001.

ROCHA, C. H. B. **Geoprocessamento**: **tecnologia transdisciplinar**. Minas Gerais: Ed. do autor, 2000.

RODRIGUES, T. W. P.; GUIMARÃES, U. S.; ROTTA, L. H.; WATANABE, F. S. Y.; ALCÂNTARA, E.; IMAI, N. N.; delineamento amostral em reservatórios utilizando imagens landsat-8/OLI: um estudo de caso no reservatório de Nova Avanhandava (estado de São Paulo, Brasil). Bol. Ciênc. Geod. Curitiba, v. 22, n. 2, p. 303-323, jun. 2016.

ROSA, R. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. 7ed. Uberlândia: Edufu. 2009.

ROSSATO. M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia.** 2011. 253 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

ROUSE, J. W.; HAAs, J. A.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. **Monitoring vegetation systems in the Great Plans with ERTS.** 1973. Disponivel em: https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19740022614.pdf. Acesso em: 9 mai. 2007.

RUDORFF, C. M. **Estudo da composição das águas da planície amazônica por meio de dados de reflectância do sensor Hyperion/EO-1 e de espectrorradiômetro de campo visando a compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos.** 2005. 138 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, LUOHENG.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. Remote Measurement of Algal Chlorophyll in Surface Waters: The Case for the First Derivative of Reflectance Near 690 nm. **Photogrammetric Engineering e Remote Sensing**, v. 62, n. 2, p. 195-200. Fev 1996. Disponível em: < https://www.researchgate.net/profile/Luoheng_Han/publication/265108491_Remote_Measurement_of_Algal_Chlorophyll_in_Surface_Waters_The_Case_for_the_First_Derivative_of_Reflectance_Near_690_nm/links/542987270cf21286bc21a09c.pdf> Acesso em: 20 out. 2017.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental**: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

SANTOS, A. R. **Apostila de Sensoriamento Remoto**. Espírito Santo – Brasil, 2013.

SCHNEIDER, C. **Recuperação de áreas em incompatibilidade legal de uso da terra: o caso da bacia hidrográfica do Arroio Manoel Alves, Itaara, RS.** 2010. 77 p. Dissertação (Mestrado em Geografia)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

SILVA, P. R. **Técnicas de sensoriamento remoto e radiometria aplicadas a vinhedos em duas regiões do Rio Grande do Sul.** 84p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) -Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

SILVA. F et al. A utilização de materiais cartográficos na identificação de processos erosivos. In: XVI Simpósio de Ensino, Pesquisa e Extensão: Aprender e empreender na educação e na ciência. Volume 3, 2012. Santa Maria. **Anais**. Santa Maria, 2012. Disponivel em: http://www.unifra.br/eventos/ sepe2012/ consulta_anais.asp. Acesso em: 20 mar. 2016.

SOUZA, D. F.; PINTO, A. L.; MENDES, A. M. S. Qualidade, enquadramento e limitações de uso das águas superficiais da Lagoa Maior 2011 e 2012 em Três Lagoas – MS. **Fórum Ambiental da Alta Paulista.** v. 8, n. 2, 2012. p. 151-159.

SPERLING, M. V. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996.

TOLEDO, A. et al. A aplicação de Modelos Simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In **Anais** do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camboriú, 1983, pp. 1-34.

TUCCI, A. **Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrófico, São Paulo, SP, Brasil.** Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2002.

TUNDISI, J. G. Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez. RIMA, IIE. São Carlos, 2003.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, M.T., 2008. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p. Weaver, E. C.; Wrigley, R. **Factors Affecting the Identification of Phytoplankton Groups by Means of Remote Sensing**. NASA Technical Memorandum 108799. 1994.

WETZEL, R. G. **Limnology lake and river Ecosystems**. Academic Press; 3 ed., 2001, p. 1006.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1975.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. 1991. Limnological analyses. **Springer Verlag**, New York. 391pp.

XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F.; Eutrofização. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Sanepar/FINEP, 2005 p. 273-302.