



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA**  
**Faculdade de Ciências e Tecnologia**  
**Campus de Presidente Prudente**

**LETÍCIA SABO BOSCHI**

**ESPACIALIZAÇÃO DO BIOVOLUME DE PLANTAS AQUÁTICAS SUBMERSAS A  
PARTIR DA INTEGRAÇÃO DE DADOS OBTIDOS POR SENSORES  
REMOTOS**

**PRESIDENTE PRUDENTE**

**2011**

**LETÍCIA SABO BOSCHI**

**ESPACIALIZAÇÃO DO BIOVOLUME DE PLANTAS AQUÁTICAS SUBMERSAS A  
PARTIR DA INTEGRAÇÃO DE DADOS OBTIDOS POR SENSORES  
REMOTOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação  
em Ciências Cartográficas da UNESP de Presidente  
Prudente, para obtenção do título de Doutora.

**Orientadora:** Profa. Dra. Maria de Lourdes B. T.  
Galo

**PRESIDENTE PRUDENTE**

**2011**

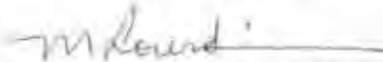
S122e Sabo Boschi, Letícia.  
Espacialização do biovolume de plantas aquáticas submersas a partir da  
integração de dados obtidos por sensores remotos / Letícia Sabo Boschi. -  
Presidente Prudente : [s.n], 2011  
162 f.

Orientadora: Maria de Lourdes Bueno Trindade Galo  
Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de  
Ciências e Tecnologia  
Inclui bibliografia

1. Sensoriamento remoto acústico. 2. Imagem de alta resolução. 3.  
Espacialização do biovolume. 4. Resposta espectral da água. 5. Vegetação  
aquática submersa I. Galo, Maria de Lourdes Bueno Trindade. II.  
Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia. III.  
Título.

CDD 623.71

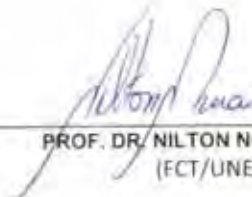
BANCA EXAMINADORA



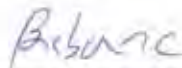
PROFA. DRA. MARIA DE LOURDES BUENO TRINDADE GALO  
(ORIENTADORA)



PROF. DR. JOAO FERNANDO CUSTODIO DA SILVA  
(FCT/UNESP)



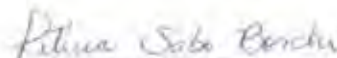
PROF. DR. NILTON NOBUHIRO IMAI  
(FCT/UNESP)



PROF. DR. CLÁUDIO CLEMENTE FARIA BARBOSA  
(INPE)



PROF. DR. FERNANDO TADEU DE CARVALHO  
(UNESP/ILHA SOLTEIRA)



LETÍCIA SABO BOSCHI

PRESIDENTE PRUDENTE (SP), 25 DE MAIO DE 2011

RESULTADO: APROVADA

*Ao meu esposo Fred, grande companheiro,  
incentivador e meu porto seguro nos momentos difíceis.*

*Aos meus pais Gleisa e Sérgio, pelo amor  
incondicional, exemplo de vida e apoio em todas as situações.*

*Às minhas queridas irmãs Vivian e Nathalia,  
companheiras e amigas, dedico.*

## AGRADECIMENTOS

A autora deseja agradecer a todos que colaboraram ao desenvolvimento deste trabalho, e em especial:

À professora Maria de Lourdes Trindade Galo, pela orientação precisa e atenciosa e, pela amizade e companheirismo durante todos estes 10 anos de trabalho em conjunto.

Aos professores do Departamento de Cartografia da UNESP de Presidente Prudente, em especial aos professores Nilton Imai e Mauricio Galo, pelas discussões técnicas e auxílios que contribuíram significativamente ao desenvolvimento do trabalho.

Aos amigos Lauriana, Fernanda Sayuri, Luiz Henrique, Alex e Monique pelos auxílios prestados nos desenvolvimentos, testes e análises, contribuindo para o sucesso deste projeto.

Aos colegas do Grupo de Estudos “SGSRQA” (Seminários em Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto em Qualidade da Água), onde realizamos intensas discussões que nortearam o desenvolvimento desta pesquisa.

À Marinha do Brasil (Delegacia Fluvial de Presidente Epitácio) representada pelo Tenente Pedro Leonarco Marcon, Sargento Jailson Remil de Souza e pelo Marinheiro Gustavo Vieira da Silva) e à Polícia Ambiental de Presidente Prudente pela cessão das embarcações e demais estruturas, e do corpo técnico de alta qualidade e prestatividade, que viabilizaram os testes práticos e levantamentos exploratórios deste trabalho.

Aos amigos do Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas (PPGCC), pelas discussões, conversas e momentos de descontração, que enriqueceram nossas relações e o convívio em equipe.

À CAPES, pela concessão de uma bolsa de estudos durante o desenvolvimento do trabalho.

Ao PROCAD, que possibilitou o intercâmbio de informações e conhecimentos com alunos e professores de outras instituições, além de permitir a realização de disciplinas no INPE durante a fase inicial do trabalho.

À FEPAF por financiar a aquisição da imagem multispectral World View, que foi utilizada para a validação da metodologia proposta.

Aos funcionários da UNESP de Presidente Prudente, pela prestatividade no atendimento aos serviços básicos durante todo o desenvolvimento desta pesquisa.

*“Tudo tem seu tempo determinado, e há  
tempo para todo propósito debaixo do  
céu”.*

**(Eclesiastes: 3.1)**



## RESUMO

As plantas aquáticas têm um papel fundamental no equilíbrio dos ambientes aquáticos e importância crucial no fornecimento de alimento e refúgio para animais. Porém, seu crescimento desequilibrado pode obstruir canais, represas e reservatórios e reduzir a disponibilidade de água para uso humano. No que se refere a plantas aquáticas submersas, a utilização de medidas de controle torna-se mais complexa, face à dificuldade em mapear e quantificar volumetricamente as áreas de infestação. Nessas situações, considera-se que a combinação de dados georreferenciados oriundos de sensores baseados tanto na energia eletromagnética do espectro óptico, como em sinais acústicos, possibilite o mapeamento e mensuração dessas áreas, auxiliando na elaboração de propostas de manejo sustentáveis para esse tipo de vegetação aquática. Assim, o presente trabalho prevê a utilização integrada de dados ópticos e acústicos, para estimar o biovolume de plantas aquáticas submersas. As análises foram conduzidas a partir de dados obtidos em três levantamentos ecobatimétricos e espectrorradiométricos (abril de 2010, novembro de 2010 e janeiro de 2011) realizados em uma área de estudos localizada no Rio Paraná, caracterizada pela dificuldade de navegação, e para a qual foi adquirida a imagem World View-2 em dezembro de 2010. A correlação entre biovolume de plantas aquáticas submersas e valores de brilho registrados em bandas do espectro óptico visível da imagem World View-2 foi menor que 60%, inviabilizando a utilização dos dados espectrais para espacialização do biovolume, a partir do ajuste de uma função de regressão. A análise das curvas de reflectância e das derivadas de primeira ordem dessas não indicou a presença de feições espectrais características de plantas aquáticas submersas em qualquer dos pontos medidos em campo, mesmo o ecobatímetro registrando a presença da vegetação nesses pontos, reforçando assim, a dificuldade da utilização de imagens ópticas na detecção de alvos submersos, devido à atenuação pela coluna d'água e componentes opticamente ativas. Desta maneira, o mapeamento do biovolume das plantas aquáticas submersas na área de estudos foi realizado a partir da inferência do biovolume por krigagem e o fatiamento dos valores inferidos definidos em dois intervalos de biovolume: 5% e 15%. O intervalo que se mostrou mais adequado foi o de 15% e, a partir do mapa gerado, verificou-se a predominância de locais com biovolume entre 15-30% e 30-45%. Mesmo considerando a impossibilidade de se utilizar diretamente a imagem multispectral para a inferência do biovolume, esta foi determinante na exclusão das regiões de terra firme. Diante do exposto, concluiu-se que a utilização de dados multisensor, explicitada como uma alternativa para mapear áreas de difícil acesso, possibilitou o mapeamento das variações de biovolume e das áreas sem a presença da vegetação aquática submersa.

**Palavras-chave:** Sensoriamento remoto acústico, Imagem de alta resolução, Espacialização do biovolume, Resposta espectral da água, Vegetação aquática submersa

## ABSTRACT

Aquatic plants are fundamental for the balance of opened aquatic environments and crucial in providing food and shelter for animals. However, its unbalanced growing can clog channels, dams and reservoirs, reducing water availability for human use. In the case of submerged aquatic vegetation, the use of control actions becomes more complex due to the difficulty in mapping and volumetrically quantifying the areas of infestation. In these situations, it is considered that georeferenced data – originated both in sensors based on electromagnetic energy of the optical spectrum and acoustic signals – allow the mapping and measuring of these areas, helping to create proposals for the sustainable management of this type of aquatic vegetation. This work uses optical and acoustic data integration method for estimating the biovolume of submerged aquatic vegetation and performing the biovolume mapping. The analysis was performed by using data from three hydroacoustic and spectroradiometer surveys – April 2010, November 2010, and January 2011 – carried out in a test area located in the Paraná River, characterized by the difficulty of navigation. A World View-2 image of this area was acquired in December 2010 to be used in this work. The correlation between the biovolume of submerged aquatic vegetation and brightness values recorded in the visible optical spectrum bands was less than 60%, precluding the use of spectral data for spatial distribution of biovolume through the adjustment of a regression function. The analysis of reflectance curves and their first derivatives did not indicate the presence of spectral features – which could characterize submerged aquatic vegetation in any of the measured field points – even when the echo sounder recorded the presence of vegetation at these points. This fact emphasizes the difficulty of using optical images for underwater target detection due to the water column height and the presence of optically active components. The biovolume mapping of submerged aquatic vegetation in the test area was performed by applying the kriging interpolation technique to the biovolume inference. The estimated values were divided in two biovolume ranges: 5% and 15%. The most appropriate range was 15% and from the generated map it was verified the predominance of sites with biovolume between 15-30% and 30-45%. Although considering the impossibility of using multispectral imaging for the biovolume inference, it was crucial for excluding land areas. Therefore, it is possible to conclude that multisensory data used as an alternative to mapping difficult access areas has enabled the mapping of biovolume variations and areas without submerged aquatic vegetation.

**Keywords:** acoustic remote sensing, high resolution image, biovolume mapping, spectral response of water, submersed aquatic vegetation.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Comunidade vegetal da região litorânea .....	22
<b>Figura 2</b> – Macrófitas aquáticas submersas encontradas no reservatório de Porto Primavera – SP nos dias 13 e 14 de abril de 2010.....	26
<b>Figura 3</b> – Macrófitas aquáticas submersas encontradas no reservatório de Porto Primavera – SP no dia 25 de novembro de 2010 .....	27
<b>Figura 4</b> - Macrófita aquática submersa encontradas no reservatório de Porto Primavera – SP no dia 27 de novembro de 2010.....	27
<b>Figura 5</b> - Macrófita aquática submersa encontradas no reservatório de Porto Primavera – SP no dia 11 de janeiro de 2010.....	27
<b>Figura 6</b> - Mecanismos de interação da energia eletromagnética incidente com um corpo d'água .....	30
<b>Figura 7</b> - Curva de Absorção e Espalhamento da luz na água pura.....	32
<b>Figura 8</b> - Interações do feixe de luz colimado com uma fina camada do meio aquático.....	35
<b>Figura 9</b> - Curvas de reflectância com diferentes concentrações de clorofila.....	43
<b>Figura 10</b> – Porcentagem de reflectância de água com alga e com concentrações variáveis de sólidos em suspensão.....	45
<b>Figura 11</b> – Medida de reflectância espectral “ <i>in situ</i> ” da água limpa e da água com diferentes concentrações de sólidos de argila (a) e areia (b).....	48
<b>Figura 12</b> - Curvas de absorção de substâncias húmicas obtidas em diferentes ambientes aquáticos.....	50
<b>Figura 13</b> - Resposta da planta (a) sem alga; (b) com alga .....	51
<b>Figura 14</b> - Assinatura espectral da <i>Ceratophyllum demersum</i> .....	52
<b>Figura 15</b> – Curvas de reflectância com a profundidade da água variando de 0,61 a 7m .....	53
<b>Figura 16</b> - Primeira derivada das curvas espectrais .....	54
<b>Figura 17</b> – Reflectância da vegetação aquática submersa com variação na densidade de cobertura .....	54
<b>Figura 18</b> - Espectro Acústico .....	57
<b>Figura 16</b> - Absorção x Frequência.....	59
<b>Figura 20</b> - Propagação em camadas .....	61
<b>Figura 21</b> – Biovolume da vegetação submersa no Lago Christmas estimado pela krigagem (A) e pela interpolação pelo inverso do quadrado da distância (B).....	65
<b>Figura 22</b> – Precipitação ao longo de 2009, 2010 e início de 2011 .....	67
<b>Figura 23</b> - Composição colorida 345-BGR da imagem TM/Landsat do Rio Paraná antes do enchimento do reservatório de Porto Primavera (a), reservatório antes de finalizar o enchimento (b) e quase dois meses após o término do enchimento (c) .....	67

<b>Figura 24</b> – Localização do Reservatório de Porto Primavera no Estado de São Paulo, composição colorida 345-BGR da imagem TM/Landsat mostrando o reservatório e uma composição colorida 235 – BGR da imagem de alta resolução World View-2 detalhando a área de estudos .....	68
<b>Figura 25</b> – Localização dos pontos amostrados .....	70
<b>Figura 26</b> – Fluxograma das atividades desenvolvidas .....	80
<b>Figura 27</b> – Características das áreas de aquisição de medidas espectrorradiométricas: (a) área com macrófitas não visíveis, (b) com macrófitas próximas da superfície, (c) com macrófitas visíveis, mas não tão próximas da superfície e com resposta do fundo e (d) banco de macrófitas flutuando na superfície .....	81
<b>Figura 28</b> – Curvas de reflectância, de primeira e segunda derivadas para diferentes concentrações de: (a) – Sedimento em suspensão. (b) – Clorofila. (c) Sólidos em suspensão e concentração fixa de clorofila .....	85
<b>Figura 29</b> – Maquete mostrando o suporte do ecobatímetro.....	88
<b>Figura 30</b> – Suporte do ecobatímetro .....	88
<b>Figura 31</b> – Composição colorida 345-BGR da imagem TM/Landsat de 14 de abril de 2010, com o transecto planejado.....	89
<b>Figura 32</b> – Área com paliteiros na área de estudos .....	90
<b>Figura 33</b> – Transectos mostrando a localização da área levantada, sobreposto a uma composição colorida da imagem TM/Landsat de 14 de abril de 2010.....	91
<b>Figura 34</b> – Foto mostrando condições climáticas favoráveis no dia 27/11/201.....	92
<b>Figura 35</b> – Ocorrência de paliteiros (troncos submersos e semi-submersos) em novembro de 2010 .....	93
<b>Figura 36</b> – Imagem de alta resolução World View -2 com os transectos realizados nos dias 27 e 28/novembro/2010 sobrepostos .....	93
<b>Figura 37</b> – Composição colorida 235 – BGR da imagem de alta resolução World View-2 e transectos realizados nos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011 .....	94
<b>Figura 38</b> – Ecogramas representando alguns transectos .....	96
<b>Figura 39</b> – Equipamentos utilizados no levantamento “in situ”.....	98
<b>Figura 40</b> – Princípios dos algoritmos de caracterização de plantas do EcoSAV .....	99
<b>Figura 41</b> -Exemplo de semivariograma e seus componentes .....	105
<b>Figura 42</b> – Matriz de erro .....	108
<b>Figura 43</b> - Curvas do dia 13/04/10 suavizadas com filtro média móvel de 7 pontos .....	113
<b>Figura 44</b> – Dendrograma dos dados do dia 13 de abril de 2010 .....	114
<b>Figura 45</b> – Primeira derivada dos grupos (a) e (b) do dia 13 de abril de 2010 .....	114
<b>Figura 46</b> - Curva do dia 27 de novembro de 2010 suavizadas com filtro média móvel de 7 pontos .....	116
<b>Figura 47</b> – Dendrograma dos dados de 27 de novembro de 2010 .....	116
<b>Figura 48</b> – Primeira derivada dos grupos (a), (b) e (c) do dia 27 de novembro de 2010 .....	117

<b>Figura 49</b> - Curvas do dia 28 de novembro de 2010 suavizadas com filtro média móvel de 7 pontos .....	118
<b>Figura 50</b> – Dendrograma dados do dia 28 de novembro de 2010 .....	119
<b>Figura 51</b> – Primeira derivada dos grupos (a), (b), (c) e (d) do dia 28 de novembro de 2010 ...	120
<b>Figura 52</b> - Curvas dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011 suavizadas com filtro média móvel de 7 pontos.....	122
<b>Figura 53</b> – Dendrograma dados dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011 .....	122
<b>Figura 54</b> – Primeira derivada dos grupos (a) e (b) dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011..	123
<b>Figura 55</b> - Transectos realizados em abril/2010 (8 e 9), novembro/2010 (1 a 7) e janeiro/2010 (10), sobrepostos a composição colorida RGB das bandas 5, 3, 2, do World View-2.....	125
<b>Figura 56</b> – Transecto 11 subdividido em áreas com presença de plantas submersas (11 – em verde) e área 12 com ausência de plantas (12 – em vermelho) sobrepostos a composição colorida RGB das bandas 5, 3, 2, do World View-2 .....	125
<b>Figura 57</b> – Média e desvio padrão da profundidade, altura e biovolume de cada área de transecto.....	127
<b>Figura 58</b> – Gráficos de dispersão entre os valores de reflectância de superfície das bandas 3 e 5 e os valores de biovolume do transecto 4 .....	132
<b>Figura 59</b> – Semivariograma para menor alcance à esquerda (90°) e para maior alcance à direita (0°) .....	133
<b>Figura 60</b> – Pontos amostrados no levantamento hidroacústicos sobrepostos à composição colorida das bandas 2, 3 e 5 da imagem World View-2, associadas às cores B(azul), G(verde) e R(vermelho) .....	134
<b>Figura 61</b> – Grade de interpolação do biovolume gerada através da técnica de krigagem .....	135
<b>Figura 62</b> – Classes genéricas associadas à ocorrência de plantas aquáticas submersas .....	135
<b>Figura 63</b> – Mapa temático do biovolume variando em intervalos de 5% .....	136
<b>Figura 64</b> – Mapa temático do biovolume variando em intervalos de 15% .....	139

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Termos, unidades e símbolos das propriedades ópticas aparentes .....	38
<b>Tabela 2</b> – Dados limnológicos do dia 13 de abril de 2010 .....	71
<b>Tabela 3</b> – Dados limnológicos do dia 27 de novembro de 2010 .....	71
<b>Tabela 4</b> – Dados limnológicos do dia 28 de novembro de 2010 .....	71
<b>Tabela 5</b> – Dados limnológicos dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011 .....	71
<b>Tabela 6</b> – Dados limnológicos e ecobatimétricos dos dias 13 e 14 de abril de 2010 .....	115
<b>Tabela 7</b> – Dados limnológicos e ecobatimétricos do dia 27 de novembro de 2010 .....	118
<b>Tabela 8</b> – Dados limnológicos e ecobatimétricos do dia 28 de novembro de 2010 .....	121
<b>Tabela 9</b> - Dados limnológicos e ecobatimétricos dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011.....	124
<b>Tabela 10</b> – Média e desvio padrão de profundidade da água, altura e biovolume de plantas para os transectos adquiridos em abril de 2010 (8 e 9), novembro de 2010 (1 a 7) e janeiro de 2011 (10) .....	126
<b>Tabela 11</b> - Correlação entre a profundidade e os valores de reflectância de superfície das bandas espectrais World View-2. Dados de profundidade obtidos nos levantamentos de novembro de 2010 (transectos de 1 a 7) e janeiro de 2011 (transecto 10) .....	130
<b>Tabela 12</b> – Correlação entre a altura da planta e os valores de reflectância de superfície das bandas espectrais World View-2. Dados de altura obtidos nos levantamentos de novembro de 2010 (transectos de 1 a 7) e janeiro de 2011 (transecto 10) .....	130
<b>Tabela 13</b> - Correlação entre o biovolume e os valores de reflectância de superfície das bandas espectrais World View-2. Dados de biovolume estimados a partir de dados obtidos nos levantamentos de novembro de 2010 (transectos de 1 a 7) e janeiro de 2011 (transecto 10) .....	131
<b>Tabela 14</b> – Parâmetros do semivariograma .....	133
<b>Tabela 15</b> – Quantificação em área (ha) para os intervalos de variações no biovolume .....	137
<b>Tabela 16</b> – Matriz de confusão para krigagem ordinária anisotrópica, intervalo de biovolume de 5% .....	138
<b>Tabela 17</b> – Quantificação em área (ha) para os intervalos de variações no biovolume .....	139
<b>Tabela 18</b> – Matriz de confusão para krigagem ordinária anisotrópica, intervalo de biovolume de 15% .....	140

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
1.1 Objetivos.....	19
1.2 Organização do Trabalho .....	19
<b>2 CARACTERIZAÇÃO DE PLANTAS AQUÁTICAS SUBMERSAS.....</b>	<b>21</b>
2.1 Plantas aquáticas .....	21
2.2 Plantas aquáticas submersas .....	24
<b>3 SENSORIAMENTO REMOTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS.....</b>	<b>28</b>
3.1 Comportamento espectral da água pura.....	31
3.2 Propriedades ópticas inerentes e aparentes da água .....	34
3.3. Componentes opticamente ativos (COAs) presentes no corpo d'água.....	41
3.4 Comportamento espectral da vegetação aquática submersa .....	50
<b>4 SENSORIAMENTO REMOTO DE OBJETOS SUBMERSOS NO CORPO D'ÁGUA .....</b>	<b>56</b>
4.1 Ondas sonoras e ambiente aquático.....	56
4.2 Propagação das ondas sonoras .....	58
4.3 Dados hidroacústicos no estudo da vegetação submersa.....	62
<b>5 DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO .....</b>	<b>66</b>
5.1 Estudo de caso .....	66
5.1.1 – Área de estudos .....	68
5.1.2 – Caracterização limnológica da área de estudos .....	69
5.2 – Instrumentos sensores.....	72
5.3 – Delineamento da pesquisa.....	79
5.3.1 – Aquisição e tratamento de dados espectrais.....	81
5.3.1.1 – Aquisição das medidas espectrorradiométricas .....	81
5.3.1.2 – Tratamento das curvas espectrais .....	82
5.3.2 – Aquisição e processamento dos dados hidroacústicos .....	87
5.3.2.1 – Levantamento ecobatimétrico .....	87
5.3.2.2 – Processamento dos dados ecobatimétricos.....	98
5.3.3 – Processamento da imagem multiespectral .....	101
5.3.3.1 – Correção radiométrica e atmosférica.....	101

5.3.3.2 – Extração de valores de reflectância de superfície.....	103
5.3.4 – Correlações e inferência espacial.....	104
<b>6 RESULTADOS E ANÁLISES .....</b>	<b>112</b>
6.1 – Análise dos dados espectrais .....	112
6.2 – Análise dos dados ecobatimétricos .....	124
6.3 – Análise das correlações e inferência do biovolume .....	129
6.4 – Mapeamento do biovolume .....	134
<b>7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>141</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>146</b>
<b>APÊNDICE A – Arquivo de saída do ecobatímetro.....</b>	<b>155</b>
<b>APÊNDICE B – Dados hidroacústicos e valores de reflectância de superfície para as bandas da imagem World View-2 do transecto 1.....</b>	<b>159</b>



## 1. INTRODUÇÃO

As plantas aquáticas possuem importantes funções para a manutenção do equilíbrio dos ambientes aquáticos, pois atuam na proteção e estabilização das margens de rios e reduzem os efeitos da erosão. São fundamentais também na cadeia alimentar, na oxigenação da água e na absorção de nutrientes. Contudo, quando esse equilíbrio é alterado, pode ocorrer um rápido e excessivo desenvolvimento dessas plantas aquáticas (TANAKA, 2000), causando obstrução de canais, represas e reservatórios, reduzindo a disponibilidade de água para uso (CAVENAGHI et al., 2003), dificultando as atividades de pesca, recreação e, promovendo o entupimento da tomada de água de turbinas de usinas hidrelétricas (VELINI, 2000).

O crescimento indiscriminado de plantas aquáticas está associado à disponibilidade de nutrientes na água, o que faz com que o crescimento de organismos autotróficos seja acelerado, particularmente algas planctônicas (fitoplâncton) e plantas aquáticas. O aumento na disponibilidade de nutrientes é decorrente de uma condição de desequilíbrio no sistema, ocasionado pela construção de barragens e intensificação de atividades antrópicas nas bacias hidrográficas, normalmente sem planejamento ou controle, causando o carregamento de nutrientes para o leito dos rios, através do aporte de despejos domésticos, industriais e fertilizantes químicos (VELINI, 2000).

Dentre os diversos problemas decorrentes da presença das plantas aquáticas destacam-se aqueles que afetam principalmente as usinas hidrelétricas, como ocorre por exemplo, em períodos de alta turbulência da água (épocas muito chuvosas) quando as plantas aquáticas submersas podem vir a se desprender do fundo ficando livres na coluna d'água, alcançando as grades que protegem a entrada de água para as turbinas e causando sérios problemas econômicos (PITELLI, 1998).

No Brasil, a ocorrência de plantas aquáticas em reservatórios de hidrelétricas tem sido um problema de importância crescente. Alguns reservatórios já têm sua eficiência comprometida pela elevada infestação de espécies invasoras decorrentes tanto do descarte de resíduos industriais e esgoto nos recursos hídricos, quanto da ação direta do homem sobre o meio (CAVENAGHI et al., 2003).

O reservatório da Usina Hidrelétrica Eng<sup>o</sup> Souza Dias (Jupiá), da Companhia Energética de São Paulo (CESP), apresenta grandes populações de plantas aquáticas submersas, principalmente de *E. densa*, *E. najas* e *Ceratophyllum demersum*. Essas espécies ocupam grandes extensões do reservatório, com acúmulos de matéria fresca de até 50 t ha<sup>-1</sup> nos locais de maior colonização. No período chuvoso, as cheias deslocam massas de plantas em direção à usina, onde elas se acumulam nas grades de proteção das unidades geradoras, tornando obrigatória sua remoção, a fim de evitar o entupimento das grades (MARCONDES et al., 2003). O prejuízo não se resume aos custos com a coleta e transporte das plantas e com a substituição de grades, mas também a perda potencial de receitas devido à redução na geração de energia. Em reservatório de pouca capacidade de armazenamento de água, essa redução de potência leva a uma sobra de água que deve ser vertida, sem gerar energia elétrica (MARCONDES et al., 2003).

Nesse contexto, o manejo das plantas aquáticas tornou-se objeto de diversos estudos nos últimos anos, devido à disseminação de áreas infestadas e aos prejuízos provocados por esse tipo de vegetação em reservatórios de usinas hidrelétricas. Nesse último caso, o controle dessas infestações exige constante manutenção de grades de tomada de água das turbinas, o que muitas vezes interrompe a geração de energia. Devido a esses problemas e ao alto custo do controle mecânico, várias investigações vêm sendo realizadas com o intuito de otimizar o processo ou mesmo encontrar alternativas para um possível manejo.

Segundo Velini et al. (2001), diferente do que ocorre no Brasil, em outros países como nos Estados Unidos (Estado da Flórida), o controle de plantas aquáticas é considerado uma questão de segurança pública, tendo sido criado um imposto para financiar pesquisas (básicas e aplicadas) e ações visando o controle de plantas aquáticas. Os principais métodos de controle (biológico, mecânico e químico) estão desenvolvidos e existem legislações específicas que os regulamentam.

A utilização de medidas de controle para o caso de plantas aquáticas submersas torna-se ainda mais complexa pelo fato destas não emergirem na superfície do espelho d'água, dificultando, tanto seu manejo quanto a detecção das áreas infestadas por meio do sensoriamento remoto.

A detecção espectral da vegetação aquática submersa é afetada pelas propriedades ópticas aparentes da água, tanto pela reflectância de superfície quanto pela atenuação vertical difusa; e pelas propriedades ópticas inerentes que não dependem da distribuição da radiação na coluna d'água, variando de acordo com a concentração de componentes na água (Mobley, 1994). A mudança da profundidade da água, decorrente do movimento das marés e do fluxo de escoamento; a variação de materiais suspensos e dissolvidos ao longo do gradiente geomorfológico, as condições meteorológicas, as condições de fluxo e as práticas de uso da terra, também, influenciam o sensoriamento remoto dos ambientes aquáticos. Esses efeitos limitam a detecção da vegetação aquática submersa, pelo fato da radiação ser atenuada com a profundidade, alterando assim, a reflectância ascendente (HESTIR et al., 2008).

O fato destas se posicionarem abaixo da superfície d'água faz com que seu mapeamento e monitoramento utilizando imagens de sensoriamento remoto apresente dificuldades (ACKLESON e KLEMAS, 1987; HAN e RUNDQUIST, 2003; ANDREW e USTIN, 2008; HESTIR *et al.*, 2008). Sendo assim, o sensoriamento remoto dessas plantas pode ser realizado a partir de outros tipos de sensores, como o espectrorradiômetro (MALTHUS e GEORGE, 1997) e o ecobatímetro. Pesquisas mostraram que é possível verificar diferenças entre o espectro de água coletados a partir do espectrorradiômetro, em locais com presença e ausência de plantas submersas, permitindo assim, uma comparação entre os espectros medidos (HAN, 2002; HAN e RUNDQUIST, 2003). No caso do ecobatímetro, diferentemente do que ocorre no espectro óptico, as ondas sonoras possuem a característica de ultrapassar a coluna d'água e se propagar de forma eficiente em meios aquosos, possibilitando, a obtenção de informações de alvos submersos.

Assim, o presente trabalho propõe o uso de imagens de sensoriamento remoto a fim de possibilitar a localização das áreas infestadas associado à realização de levantamentos de campo, utilizando um ecobatímetro de dupla frequência e de um espectrorradiômetro.

Diante do exposto, considera-se que, independente do método de controle utilizado, o mapeamento da distribuição espacial das plantas aquáticas e a estimativa do biovolume dessa vegetação submersa é fundamental para a implantação de técnicas adequadas ao manejo, pois fornece a localização e dimensão horizontal das áreas infestadas,

assim como uma medida tridimensional, em porcentagem, que relaciona profundidade do corpo d'água, altura e cobertura por plantas submersas, expressa como biovolume.

## CONTEXTO E HIPÓTESE

Como mencionado anteriormente, alguns reservatórios no Brasil já têm sua eficiência comprometida pela elevada infestação de plantas aquáticas, criando a necessidade de métodos de monitoramento e de controle mais eficazes. Porém, uma informação básica para que tais métodos possam ser implementados é a quantificação prévia do volume de plantas aquáticas submersas. A grande dimensão de alguns reservatórios brasileiros, nos quais esse problema é crítico, associada às condições de sua criação, muitas vezes sem a retirada da vegetação de terra firme original (formando paliteiros), inviabiliza a realização de levantamentos “in situ” com alta densidade amostral, de modo a possibilitar essa quantificação de maneira espacialmente distribuída. O sensoriamento remoto óptico com as configurações espectrais atuais dos sistemas sensores, por sua vez, nem sempre é eficiente na detecção da vegetação submersa, devido à fraca penetração dos comprimentos de onda do espectro óptico na coluna d'água.

A presente pesquisa considerou duas hipóteses. A primeira é que a vegetação aquática submersa pode definir feições específicas de espalhamento de luz, por isso, sua ocorrência pode ser inferida a partir da análise de curvas espectrais e da correlação entre diferentes bandas espectrais e as características de altura, biovolume de plantas aquáticas submersas e profundidade do corpo d'água, medidos por equipamento sonar.

A segunda hipótese, mais específica para áreas inundadas pela construção de grandes lagos de hidrelétricas gerados sem a retirada da vegetação de terra firme original considera que, nessas condições, a espacialização da ocorrência e uma quantificação volumétrica de plantas aquáticas submersas é viabilizada mediante o desenvolvimento de uma abordagem integrada de mapeamento, que prevê a utilização de dados ópticos e acústicos de forma complementar.

## 1.1 OBJETIVOS

O objetivo geral da pesquisa é desenvolver um método que possibilite inferir o biovolume de plantas aquáticas submersas a partir da integração de dados acústicos e ópticos. Nesse sentido, foram delineados os seguintes objetivos específicos:

- Estabelecer um protocolo operacional para viabilizar a aquisição de medidas ecobatimétricas georreferenciadas, relacionadas com profundidade, altura e grau de cobertura por plantas aquáticas submersas;
- Realizar análise de curvas espectrais a fim de identificar feições de absorção e espalhamento, relacionadas à presença ou ausência de vegetação aquática submersa e componentes opticamente ativos;
- Analisar a correlação entre biovolume de plantas submersas e variações espectrais, para inferir a variação espacial no grau de infestação por plantas aquáticas submersas;
- Propor um método para mapeamento de plantas aquáticas submersas a partir da integração de dados de sensoriamento remoto óptico e acústico.

## 1.2. ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

O presente trabalho está dividido em sete capítulos. No primeiro capítulo é apresentado um panorama do problema analisado, procurando apresentar as justificativas e a aplicabilidade da metodologia proposta.

No capítulo 2 é feita uma caracterização das plantas aquáticas submersas. O capítulo 3 apresenta a fundamentação teórica sobre sensoriamento remoto de ambientes aquáticos e no capítulo 4 é abordada a questão do sensoriamento remoto de objetos submersos no corpo d'água.

A área de estudos é caracterizada no Capítulo 5, no qual são apresentados os dados e aplicativos utilizados, bem como a abordagem metodológica desenvolvida no

presente trabalho. No capítulo 6 mostram-se os resultados obtidos e as análises realizadas, tanto dos dados espectrais quanto ecobatimétricos, seguido do mapeamento do biovolume, de modo a contemplar cada um dos objetivos específicos.

Finalizando, no Capítulo 7 apresentam-se as considerações finais e recomendações para os trabalhos futuros.

## 2. CARACTERIZAÇÃO DE PLANTAS AQUÁTICAS SUBMERSAS

### 2.1. Plantas Aquáticas

Weaner e Clements (1938) citados por Esteves (1998) foram os primeiros a fazer menção ao termo plantas aquáticas, que as definiram como sendo: plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados com água. Para o PIB (Programa Internacional de Biologia), planta aquática é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos.

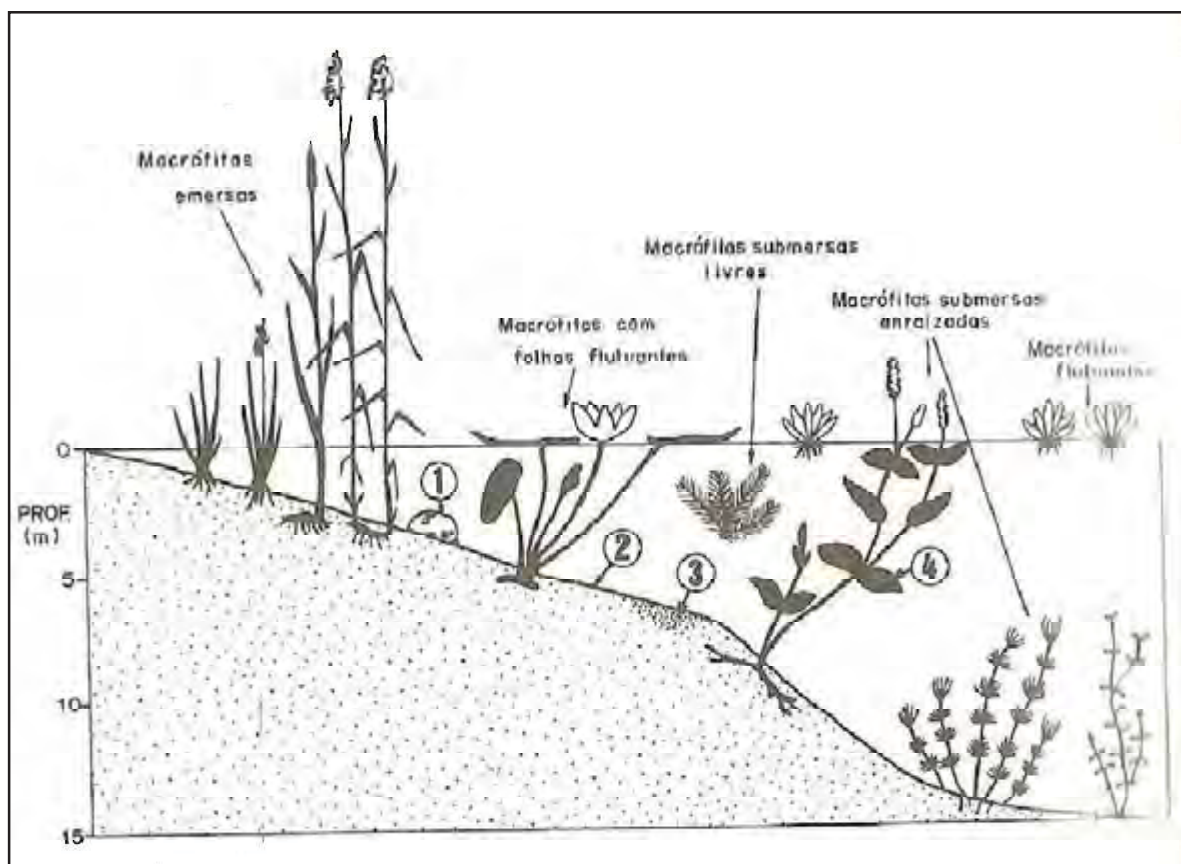
Essas constituem importante comunidade em ecossistemas aquáticos devido a abundância, altas taxas de produtividade primária e sua contribuição para a biodiversidade (CAMARGO e ESTEVES, 1995). As plantas aquáticas possuem importantes funções para a manutenção do equilíbrio destes ambientes, pois apresentam capacidade de adaptação às variações do meio e proliferam rapidamente atuando na proteção, estabilização das margens de rios e reduzindo os efeitos da erosão (ESTEVES, 1998; RODELLA et al., 2006).

Segundo Henry (2003), algumas espécies de plantas podem ser usadas como bioindicadores da qualidade da água, na despoluição de ambientes aquáticos, alimentação animal, produção de biomassa, obtenção de biogás, fixação de nitrogênio, redução da turbulência da água e ciclagem de nutrientes. A alta produtividade destes vegetais contribui para o grande número de nichos ecológicos e grande diversidade de espécies animais encontradas em regiões litorâneas. Essa produtividade está relacionada diretamente com a temperatura, luminosidade e disponibilidades de carbono inorgânico dissolvido (MENEZES & SANCHES, 1998).

As plantas aquáticas apresentam grande capacidade de adaptação e alta valência ecológica, o que possibilita que a mesma espécie colonize os mais diferentes tipos de ambientes e, além disso, a grande maioria destas é capaz de suportar longos períodos de

seca. Neste caso, transformado-se em formas terrestres, com profundas modificações anatômicas, fisiológicas e fenotípicas (ESTEVES, 1998).

A classificação das plantas se dá de acordo com o seu biótipo, devido à heterogeneidade filogenética e taxonômica das plantas aquáticas. Essa classificação reflete, em primeiro lugar, o grau de adaptação das plantas ao meio aquático. A Figura 1 a seguir apresenta os principais grupos de plantas e na sequência são apresentadas as definições de cada uma das classes segundo Esteves (1998).



**Figura 1** – Comunidade vegetal da região litorânea.

Fonte: Esteves (1998).

- Plantas aquáticas emersas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água. Ex: *Typha*, *Pontederia*, *Echinodorus*, *Eleocharis*, etc.
- Plantas aquáticas com folhas flutuantes: plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água Ex: *Nymphaea*, *Vitória* e *nymphoides*. As espécies emergentes, além de sombrear o meio,



impedem o desenvolvimento de outros vegetais e liberam o oxigênio, gerado na fotossíntese, para fora da água;

- Plantas aquáticas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Ocupam desde áreas marginais de rios, lagos e reservatórios até as zonas mais profundas; porém, não superiores a 11m, devido à pressão hidrostática e a limitação de luz (ESTEVES, 1998). Ao realizarem a fotossíntese, o oxigênio desprendido se dissolve na água auxiliando a aeração do ambiente. Esse processo, todavia, causa um desequilíbrio no ambiente aquático já que a noite as plantas só respiram consumindo praticamente o oxigênio produzido. Ex: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*, *Hydrilla*, *Vallisneria*, *Mayaca* e a maioria das espécies do gênero *Potamogeton*.

- Plantas aquáticas submersas livres: são plantas que tem rizóides pouco desenvolvidos e que permanecem flutuando submersas em locais de pouca turbulência. Geralmente ficam presas aos pecíolos e talos das plantas aquáticas de folhas flutuantes e nos caules das plantas emersas. Durante o período produtivo emitem flores emersas (exceção de *Ceratophyllum*). Ex: *Utricularia* e *Ceratophyllum*.

- Plantas aquáticas flutuantes: são aquelas que flutuam na superfície da água, podendo cobrir extensas áreas de lagos e reservatórios, impedindo a penetração de luz e, por conseguinte, o desenvolvimento de algas e de vegetação submersa. Geralmente seu desenvolvimento máximo ocorre em locais protegidos pelo vento. Nesse grupo, destacam-se: *Eichhornia crassipes*, *Salvinia*, *Pistia*, *Lemna* e *Azolla*.

Estes grupos ecológicos podem estar distribuídos de maneira organizada e paralela a margem, formando um gradiente de distribuições da margem para o interior do lago, iniciado pelas plantas emersas, passando pelas de folhas flutuantes até as submersas enraizadas. Porém, fatores ambientais como turbidez da água e o vento, favorecem o crescimento heterogêneo dos diferentes grupos ecológicos. Sendo assim, observam-se

frequentemente plantas submersas e plantas com folhas flutuantes crescendo entre as emersas (ESTEVEZ, 1998).

## 2.2. Plantas aquáticas submersas

Inicialmente nesta seção serão abordados estudos referentes à ocorrência de plantas aquáticas em reservatórios do Brasil e do exterior e as espécies de plantas predominantes nesses reservatórios.

Levando em consideração os problemas que as espécies submersas causam à produção de energia nos reservatórios brasileiros, Carvalho et al. (2005) realizaram um estudo nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Barra Bonita, Bariri, Promissão, Ibitinga e Nova Avanhandava, no rio Tietê a fim de avaliar a influência da turbidez da água do rio Tietê, na ocorrência de plantas aquáticas. De acordo com os estudos, a tendência de maior ocorrência de plantas flutuantes e emersas é em reservatórios com maior turbidez e de plantas submersas naqueles com menor turbidez. As principais espécies aquáticas observadas nos reservatórios do rio Tietê foram: *Brachiaria mutica*, *Brachiaria subquadripata*, *Egeria densa*, *Egeria najas*, *Eichhornia crassipes*, *Typha angustifolia* e *Enhydra sessilis*, sendo que dentre essas espécies a *E. densa* e a *E. najas* são as únicas submersas.

Cavenaghi (2003) relatou que a *E. densa* é considerada muito importante devido a sua capacidade de ocupar todo o perfil d'água nas profundidades de alcance da luz. Considerando que as submersas são as espécies com maior potencial de dano para a produção de energia elétrica, em razão da sua capacidade de ocupar um volume muito maior do perfil da água, bem como a possibilidade de aumento de população destas espécies, as usinas com menor turbidez da água são as que estão mais sujeitas a futuros problemas com macrófitas, na geração de energia elétrica.

Istvanovics et al. (2008), realizaram um estudo com o objetivo de avaliar a distribuição de plantas aquáticas submersas no lago Balaton da Hungria. O estudo foi feito a partir de técnicas ecobatimétricas, obtendo assim dados de ausência/presença de plantas, profundidade da água, consistência do fundo e distância da margem. No desenvolvimento

do estudo, os autores observaram que as espécies dominantes no lago Balaton foram as seguintes: *Potamogeton perfoliatus*; *P. pectinatus*; *Myriophyllum spicatum*; *Najas marina*.

De acordo com Thomaz et al. (2003) no reservatório de Itaipu, um programa de monitoramento priorizou a investigação de *E. najas*, pois esta é uma espécie com elevada frequência de ocorrência e biomassa nesse reservatório. Os estudos realizados procuraram avaliar sua distribuição, profundidade máxima, os fatores ecológicos que afetam seu crescimento e possibilidades de manejo.

Os primeiros trabalhos desenvolvidos em Itaipu revelaram que as espécies submersas ocorrem principalmente em locais mais protegidos, nos braços do reservatório, em profundidades raramente superiores a 4 m, predominando em locais com profundidades inferiores a 2 m. Durante seis anos, com pequenas alterações, esse padrão vem sendo mantido, ou seja, não há indício de que a colonização pela vegetação submersa esteja avançando para áreas mais profundas. Porém, esse padrão de distribuição observado em Itaipu, contrasta com o padrão de outros reservatórios brasileiros, onde a radiação subaquática atinge profundidades maiores, possibilitando a colonização de espécies submersas em locais com até 6 m de profundidade. As condições favoráveis de luminosidade subaquática nesses reservatórios fazem com que as áreas potencialmente colonizáveis sejam relativamente maiores, o mesmo ocorrendo com a biomassa. Nesses casos, espécies submersas, em especial *E. densa*, acarretam sérios prejuízos a produção de energia.

Desta maneira, é possível dizer que a radiação subaquática é o principal fator limitante da expansão da vegetação submersa, especialmente *E. najas*. Portanto, quando a turbidez se eleva, os bancos podem até se extinguir. Por outro lado, pesquisas laboratoriais mostraram que *E. najas* é altamente adaptada aos baixos níveis de radiação subaquática. Outros fatores influenciam no desenvolvimento dessa espécie, como: o gás carbônico (cujas concentrações podem ser próximas a zero no interior dos estandes, em períodos do dia nos quais a atividade fotossintética é elevada), a declividade das margens e os declínios abruptos dos níveis de água do reservatório (THOMAZ et al.,2003).

Nota-se que dentre as espécies submersas, as mais frequentes são: a *E. densa* e *E. najas*. A *E. densa* é uma espécie de macrófita nativa da América do Sul que possui ampla distribuição em vários continentes, com cultivo para diversos fins (COOK e URMI-KONING, 1984). A *E. najas* é conhecida como “elodea brasileira” e “elodeid”, é uma

angiosperma, dióica, submersa enraizada, perene e pertencente à família Hydrocharitaceae (LORENZI, 2000). *E. densa* apresenta uma epiderme unisseriada em ambas as faces e com uma cutícula mais espessada na face adaxial. Suas células epidérmicas apresentam cloroplastos, são desprovidas de estômatos, ausentes de parênquima e de feixes vasculares. Os estômatos em plantas aquáticas submersas são ausentes ou inativos, pois a troca gasosa ocorre diretamente na superfície foliar (RODELLA et al., 2006). Para representar as espécies submersas, as Figuras 2, 3, 4 e 5 a seguir ilustram plantas aquáticas submersas enraizadas encontradas no reservatório de Porto Primavera - SP.



**Figura 27** – Macrófitas aquáticas submersas encontradas no reservatório de Porto Primavera – SP nos dias 13 e 14 de abril de 2010.



**Figura 3** – Macrófitas aquáticas submersas encontradas no reservatório de Porto Primavera – SP no dia 25 de novembro de 2010.



**Figura 48** - Macrófita aquática submersa encontradas no reservatório de Porto Primavera – SP no dia 27 de novembro de 2010.



**Figura 5** - Macrófita aquática submersa encontradas no reservatório de Porto Primavera – SP no dia 11 de janeiro de 2010.

### 3. SENSORIAMENTO REMOTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS

De uma forma geral, sensoriamento remoto pode ser definido como a utilização conjunta de modernos sensores, equipamentos para processamento e transmissão de dados, aeronaves e espaçonaves, que tem por objetivo estudar o ambiente terrestre através do registro e análise das interações entre Radiação Eletromagnética (REM) e as substâncias componentes do planeta, em suas diversas manifestações (NOVO, 2008).

Ao interagir com a superfície terrestre, a REM pode sofrer absorção e/ou espalhamento, dependendo das propriedades dessa superfície e do intervalo espectral considerado. Os comprimentos de onda nos quais a radiação é refletida, absorvida e transmitida são utilizados na identificação dos alvos em sensoriamento remoto. Assim, a reflectância espectral, caracterizada dentro de um intervalo de comprimento de onda e segundo uma determinada geometria de aquisição, define o comportamento espectral de um alvo, sendo esta definição amplamente utilizada para a caracterização dos diversos componentes da superfície terrestre (NOVO, 2008).

Em estudos direcionados ao mapeamento de vegetação aquática submersa em lagos artificiais, a utilização de imagens constitui-se em uma boa alternativa, uma vez que a dimensão do espelho d'água de muitos reservatórios brasileiros pode inviabilizar programas de monitoramento dos corpos d'água, face ao alto custo da implementação de um esquema de levantamento *"in loco"*. Devido ao caráter sinóptico e repetitivo das imagens de satélite, estas podem se constituir em um recurso auxiliar valioso no processo de mapear e monitorar a distribuição espacial de alguns componentes presentes no corpo d'água.

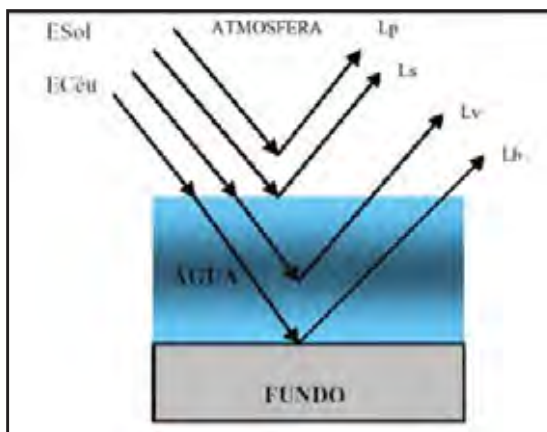
Entretanto existem limitações técnicas dos dados multiespectrais adquiridos a partir de plataformas orbitais e aerotransportadas para aplicações em água. A detecção espectral da vegetação aquática submersa é afetada pelas propriedades ópticas aparentes da água, tanto pela reflectância de superfície quanto pela atenuação vertical difusa; e pelas propriedades ópticas inerentes que não dependem da distribuição da radiância na coluna d'água, variando de acordo com a concentração de componentes na água (Mobley, 1994). A mudança da profundidade da água, decorrente do movimento das marés

e do fluxo de escoamento; a variação de materiais suspensos e dissolvidos ao longo do gradiente geomorfológico, as condições meteorológicas, as condições de fluxo e as práticas de uso da terra, também, influenciam o sensoriamento remoto dos ambientes aquáticos. Esses efeitos limitam a detecção da vegetação aquática submersa, pelo fato da radiação ser atenuada com a profundidade, alterando assim, a reflectância ascendente (HESTIR et al., 2008).

Porém, quando se trata de plantas submersas, o fato destas se posicionarem abaixo da superfície d'água faz com que seu mapeamento e monitoramento utilizando imagens de sensoriamento remoto apresente dificuldades (ACKLESON e KLEMAS, 1987; HAN e RUNDQUIST, 2003; ANDREW e USTIN, 2008; HESTIR *et al.*, 2008). Sendo assim, o sensoriamento remoto dessas plantas pode ser realizado a partir de outros tipos de sensores, como o espectrorradiômetro (MALTHUS e GEORGE, 1997) e o ecobatímetro. Pesquisas mostraram que é possível verificar diferenças entre o espectro de água coletados a partir do espectrorradiômetro, em locais com presença e ausência de plantas submersas, permitindo assim, uma comparação entre os espectros medidos (HAN, 2002; HAN e RUNDQUIST, 2003). No caso do ecobatímetro, diferentemente do que ocorre no espectro óptico, as ondas sonoras possuem a característica de ultrapassar a coluna d'água e se propagar de forma eficiente em meios aquosos, possibilitando assim, a obtenção de informações de alvos submersos.

Face ao exposto, entende-se que a extração de informação de ambientes aquáticos a partir de sensoriamento remoto, será eficiente com uma boa compreensão dos processos de interação da energia eletromagnética com a água e seus componentes opticamente ativos (fitoplâncton, sólidos em suspensão e matéria orgânica dissolvida). Portanto, a seguir é apresentada uma breve revisão dos processos de interação da radiação eletromagnética (REM) com a água e da resposta espectral tanto da água pura quanto da vegetação.

De acordo com Jensen (2000), o total da radiância ( $L_t$ ) registrada por um sensor transportado por um avião ou satélite é uma função da energia eletromagnética proveniente de quatro fontes, identificados na Figura 6, os quais são descritos a seguir.



**Figura 6** - Mecanismos de interação da energia eletromagnética incidente com um corpo d'água.

**Fonte:** Adaptado de Jensen (2000)

**Radiância Atmosférica ( $L_p$ ):** porção de radiância registrada pelo sensor, resultante da radiação solar direta (ESol) e indireta (ECéu) descendente que, de fato, nunca realmente atinge a superfície da água. Refere-se à radiação espalhada pela atmosfera e proveniente de alvos vizinhos ao elemento de interesse. Além disto, a presença da atmosfera também interfere na radiação que atinge a superfície da água, influenciando, na radiação que interage com os componentes da água;

**Radiância de Superfície ( $L_s$ ):** é a radiância da radiação solar e atmosférica descendente que alcança a interface ar-água (algumas vezes denominada *camada de superfície livre* ou *camada limite*), mas que penetra apenas cerca de 1 mm na água sendo, portanto, essencialmente refletida pela superfície da água. Esse componente é responsável pela reflexão especular, que ocorre quando o ângulo zenital solar e o ângulo de visada do sensor são aproximadamente os mesmos;

**Radiância Volumétrica ( $L_v$ ):** é a radiância da radiação solar e atmosférica descendente que de fato penetra a interface ar-água, interage com a água e seus constituintes orgânicos e inorgânicos e então emerge da coluna d'água sem interagir com o fundo. Essa radiância volumétrica de subsuperfície fornece informação valiosa sobre as características da composição da coluna d'água.

**Radiância de Fundo ( $L_b$ ):** parte da radiância registrada resultante da radiação solar e atmosférica descendente que penetra a interface ar-água, alcança o fundo



do corpo d'água e é propagada de volta na coluna d'água até sair do corpo d'água e chegar o sensor.

Desse modo, a radiância total que atinge o sistema sensor ( $L_t$ ) é formada pela soma desses quatro componentes e pode ser expressa pela Equação (01).

$$L_t = L_p + L_s + L_v + L_b \quad (01)$$

Algumas vezes, o sensoriamento remoto de ambientes aquáticos é usado para investigar substâncias específicas em suspensão ou dissolvidas no interior do corpo d'água. Nesses casos, a modelagem é bem mais complexa e torna-se, inerentemente, tridimensional envolvendo espalhamentos múltiplos de diferentes ordens dentro do perfil do corpo d'água (MCCLUNEY, 1974). Assim, no sensoriamento remoto da água, na identificação de constituintes orgânicos e inorgânicos na coluna de água, tais como, sólidos suspensos ou clorofila, a componente que fornece informações úteis é a radiância volumétrica ( $L_v$ ), calculada por:

$$L_v = L_t - (L_p + L_s + L_b) \quad (02)$$

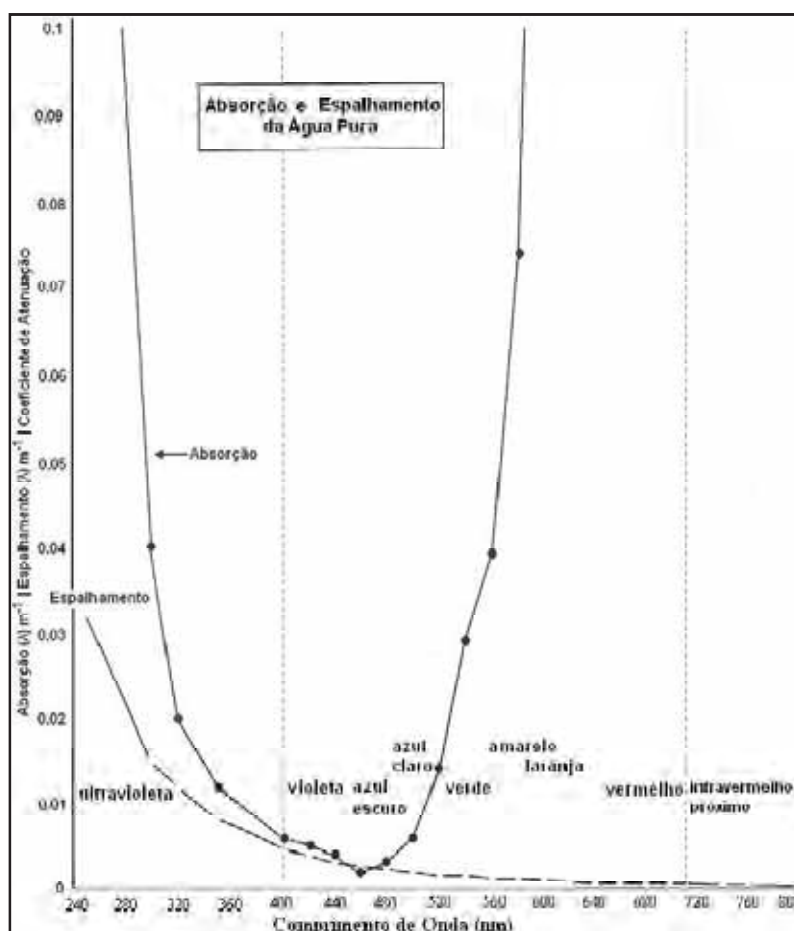
Isolar a variável ( $L_v$ ) envolve, usualmente, a correção radiométrica cuidadosa dos dados, eliminando-se a radiância atmosférica ( $L_p$ ), a radiância de superfície ( $L_s$ ), e a radiância do fundo ( $L_b$ ), o que é raramente possível.

### 3.1. Comportamento espectral da água pura

O sensoriamento remoto da água se baseia no fato de que as substâncias presentes na água (materiais orgânicos e inorgânicos) afetam a sua cor, cujas mudanças são decorrentes de alterações na radiância da água. Desse modo, a investigação das características de um corpo d'água implica em entender como a água pura absorve ou reflete, seletivamente, a luz incidente ao longo da coluna de água. Em seguida deve-se

considerar como essa luz incidente é afetada pelos materiais orgânicos e inorgânicos presentes da coluna de água (JENSEN, 2000).

Assim, em um estudo mais detalhado de como a água pura interage com a REM, Bukata *et al.* (1995) sintetizaram, a partir de diferentes experimentos, os coeficientes de absorção, espalhamento e atenuação da água pura, nos comprimentos de onda de 250 a 800 nm. A Figura 7 apresenta as curvas de absorção e de espalhamento resultantes da água pura, no intervalo espectral analisado.



**Figura 7** - Curva de Absorção e Espalhamento da luz na água pura.

**Fonte:** Adaptado de Jensen (2000) e Bukata et al. (1995)

De acordo com a Figura 7, a característica mais distinta observada na refletância espectral da água é a absorção de energia no infravermelho próximo. Segundo Robin (1995), a água pura tem uma resposta espectral característica: sua refletância é

elevada no intervalo espectral correspondente a luz azul, diminui no verde, é fraca no vermelho e quase nula no infravermelho próximo.

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. Conseqüentemente, nesses comprimentos de onda (entre violeta e azul) há maior penetração da luz na coluna d'água (JENSEN, 2009).

Ainda de acordo com a Figura 7, é possível verificar que o coeficiente de absorção é elevado na região da luz ultravioleta, em seguida decresce abruptamente com um mínimo na região entre 400 a 500 nm, aumentando rapidamente na região do infravermelho. Através 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 da coluna d'água (JENSEN, 2009).

Por outro lado, a presença de constituintes orgânicos e inorgânicos na coluna d'água acarreta um aumento significativo na radiação refletida pelo corpo d'água no intervalo espectral do infravermelho próximo (JENSEN, 2000). No caso de águas contendo grande quantidade de sedimentos em suspensão provenientes da erosão do solo, normalmente, possuem reflectância no visível muito mais alta que águas de baixa concentração de sedimentos situadas na mesma localização geográfica. Da mesma forma, a reflectância é modificada em função da quantidade de clorofila presente na água, pois o aumento da concentração de clorofila tende a reduzir a reflectância da água no azul e a aumentá-la no verde. Essa peculiaridade tem sido usada para detectar e estimar a concentração de algas, através dos dados de sensoriamento remoto (LILLESAND e KIEFER, 1994).

Desse modo, conhecer as características de espalhamento e absorção da água e de seus constituintes e quais processos ocorrem quando a radiação eletromagnética penetra em um corpo d'água, é um dos requisitos para analisar as informações extraídas de dados de sensoriamento remoto de ambientes aquáticos. Nesse sentido, o sensoriamento remoto óptico dos ambientes aquáticos busca inferir sobre os parâmetros de qualidade de água, a partir das possíveis relações entre as propriedades de um campo de luz incidente e as propriedades ópticas do meio aquático (BARBOSA, 2005).

### 3.2. Propriedades ópticas inerentes e aparentes da água

As águas naturais, tanto salinas quanto doces, variam com a concentração e tipo de materiais particulados e dissolvidos presentes. Conseqüentemente, as propriedades ópticas das águas naturais mostram grandes variações espaciais e temporais e raramente são parecidas com aquelas presentes pelas águas puras (MOBLEY, 1994).

A grande variação nas propriedades ópticas das águas naturais é o que prejudica a aquisição de dados precisos e tabulados. Entretanto, é a conexão entre as propriedades ópticas e os constituintes biológicos, químicos e geológicos das águas naturais e do ambiente físico que definem a função crítica da óptica, em se tratando de pesquisas aquáticas (MOBLEY, 1994).

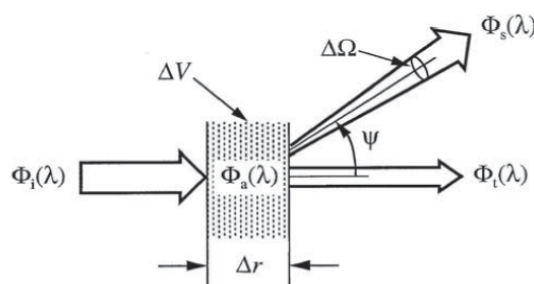
A estrutura das propriedades ópticas da água é convenientemente dividida em duas classes exclusivas: inerentes e aparentes. As propriedades ópticas inerentes (POIs) são aquelas propriedades que dependem somente do meio, e portanto, são independentes do campo de luz ambiente dentro do meio. As POIs fundamentais são os coeficientes de absorção, espalhamento e atenuação, bem como a função de espalhamento volumétrico. As propriedades ópticas aparentes (POAs) são aquelas que dependem tanto de características do meio quanto da geometria do campo de luz ambiente e apresentam características regulares e estáveis que podem ser descritores úteis do corpo d'água. As POAs comumente usadas são o cosseno médio (valor médio do cosseno do ângulo polar de todos os fótons que contribuem para a radiância descendente em uma dada profundidade e comprimento de onda) e os vários coeficientes de atenuação difusos (MOBLEY, 1994).

#### Propriedades ópticas inerentes (POIs)

Para entender o que ocorre com a radiação solar que atravessa um dado corpo d'água, é necessário alguma medida que mostre até que ponto a água absorve e espalha a luz. As propriedades de absorção e espalhamento da luz no meio aquático, em um

dado comprimento de onda, são especificadas em termos de coeficientes de absorção e espalhamento, e função de espalhamento volumétrico, os quais são referidos por Preisendorfer (1961) como propriedades ópticas inerentes, pois suas magnitudes dependem apenas da substâncias que compõem o meio aquático, sendo independentes da estrutura geométrica do campo de luz que pode permeá-lo (KIRK, 1994).

As propriedades ópticas inerentes são definidas considerando-se uma camada imaginária, infinitamente fina, paralela ao meio, iluminado perpendicularmente por um feixe paralelo de luz monocromático (Figura 8). Parte da luz incidente é absorvida pela camada fina e outra é espalhada, divergindo de seu caminho original. A fração do fluxo incidente que é absorvida, dividido pela espessura da camada define o coeficiente absorção,  $a(\lambda)$ . A fração do fluxo incidente que é espalhada, dividido pela espessura da camada define o coeficiente de espalhamento,  $b(\lambda)$  (KIRK, 1994).



**FIGURA 8** - Interações do feixe de luz colimado com uma fina camada do meio aquático  
**Fonte:** MOBLEY (1994)

Para expressar quantitativamente essas definições faz-se uso da absorvância espectral,  $A(\lambda)$  e escaterância espectral,  $B(\lambda)$ . Sendo  $\phi_0$  o fluxo radiante incidente na forma de um feixe de luz paralelo em algum sistema físico;  $\phi_a$  o fluxo radiante absorvido (Equação 3) e  $\phi_b$  é o fluxo radiante espalhado (Equação 4) pelo sistema, então:

$$A(\lambda) = \frac{\phi_a}{\phi_0} \quad (03)$$

e

$$B(\lambda) = \frac{\phi_b}{\phi_0} \quad (04)$$

Tanto a absorptância quanto a escaterância são frações do fluxo radiante perdido do feixe de luz incidente, pela absorção e espalhamento, respectivamente. A soma de absorptância e escaterância define a atenuância,  $C(\lambda)$ , a qual se refere à fração do fluxo radiante perdido do feixe incidente pela combinação da absorção e do espalhamento. Considerando uma camada infinitamente fina, de espessura  $\Delta r$  e representadas as frações muito pequenas do fluxo incidente que são perdidos por absorção e espalhamento como  $\Delta A$  e  $\Delta B$ , respectivamente, os seus coeficientes são dados pelas Equações 5 e 6 e expressos pela unidade de medida 1/comprimento,  $m^{-1}$ . Então,

$$a(\lambda) = \frac{\Delta A}{\Delta r} \quad (05)$$

e

$$b(\lambda) = \frac{\Delta B}{\Delta r} \quad (06)$$

Uma propriedade óptica inerente adicional que pode agora ser definida é o coeficiente de atenuação do feixe colimado,  $c(\lambda)$  (Equação 7), dado pela soma dos coeficientes de absorção e espalhamento, também, expresso em  $m^{-1}$ ,

$$c(\lambda) = a(\lambda) + b(\lambda) \quad (07)$$

e se refere à fração do fluxo incidente que é absorvida e espalhada, dividido pela espessura da camada (Equação 8). Se a fração muito pequena do fluxo incidente que é perdida, pela combinação do absorção e da espalhamento, é dada pelo símbolo  $\Delta C$  (onde  $\Delta C = \Delta A + \Delta B$ ), então,

$$c(\lambda) = \frac{\Delta C}{\Delta r} \quad (08)$$

Dado que um feixe colimado paralelo ao fluxo radiante,  $\phi_0$ , incide perpendicularmente em um meio aquático tem-se que, à medida que o feixe passa através dele, este vai perdendo intensidade por absorção e espalhamento. Considerando que  $\phi_0$  interaja com uma camada, de espessura infinitamente fina, dentro do meio, a uma

profundidade,  $r$ , onde o fluxo radiante no feixe diminuiu para  $\phi$ , tem-se que a mudança no fluxo radiante ao passar por  $\Delta r$  é  $\Delta\phi$ . Assim, a atenuância é (Equação 9):

$$\Delta C = \frac{-\Delta\phi}{\phi} \Rightarrow \frac{\Delta\phi}{\phi} = -c\Delta r$$

(o sinal negativo é necessário para representar o decréscimo de  $\Delta\phi$  pela atenuação).

Integrando entre 0 e  $r$  obtém-se:

$$\ln \frac{\phi}{\phi_0} = -cr \quad (09)$$

ou (Equação 10):

$$\phi = \phi_0 e^{-cr} \quad (10)$$

Isso indica que o fluxo radiante diminui exponencialmente em relação a distância ao longo da trajetória do feixe colimado (KIRK, 1994). Sendo a quantidade de fluxo radiante ao longo da coluna d'água função do coeficiente de atenuação, poder-se-ia estimar a disponibilidade de radiação em determinadas profundidades. No entanto, sendo as propriedades ópticas inerentes de difícil aquisição, algumas propriedades ópticas aparentes são utilizadas, como o coeficiente de atenuação difusa.

### **Propriedades ópticas aparentes (POAs)**

O conceito de propriedades ópticas aparentes (POAs) surge quando se usa variáveis/quantidades radiométricas diferentes da radiância para descrever o campo de luz em um corpo de água. As POAs dependem tanto do meio quanto da estrutura direcional do campo de luz ambiente. Qualquer variável radiométrica, como a irradiância, satisfaz a primeira condição. Mas a estrutura direcional do campo de luz requer que a variável também apresente características suficientes de regularidade e estabilidade para serem

usadas como descritor de um corpo de água. A irradiância pode alterar em segundos, se uma nuvem passar na frente do sol, ou se a superfície do corpo d'água mudar com o vento (MOBLEY, 1994). Entretanto, certas razões entre variáveis são relativamente insensíveis a certos fatores ambientais, como é o caso da taxa de mudança de uma quantidade radiométrica com a profundidade é, frequentemente, bem comportada. São essas razões e taxas de variação da luz com a profundidade, que são tratadas como POAs (MOBLEY, 1994).

Estas características fazem com que as POAs sejam mais fáceis de relacionar com a composição da água do que as medidas de radiância e irradiância. Por outro lado, diferente das POIs, as POAs não podem ser medidas em amostras de água, pois dependem da distribuição da radiação ambiente encontrada no corpo de água (MOBLEY, 1994). A Tabela 1 relaciona as POAs mais comumente utilizadas.

**Tabela 1** - Termos, unidades e símbolos das propriedades ópticas aparentes.

QUANTIDADE	UNIDADE	SÍMBOLO RECOMENDADO	SÍMBOLO HISTÓRICO
Função de distribuição	Adimensional	$D$	$D$
Cosseno médio do campo de luz	Adimensional	$\bar{\mu}$	$D = 1/\bar{\mu}$
Cosseno médio da luz descendente	Adimensional	$\bar{\mu}_d$	$D(-) = 1/\bar{\mu}_d$
Cosseno médio da luz ascendente	Adimensional	$\bar{\mu}_u$	$D(+) = 1/\bar{\mu}_u$
Reflectância da irradiância	Adimensional	$R$	$R(-)$
Reflectância de sensoriamento remoto	$sr^{-1}$	$R_{rs}$	—
Coefficiente de atenuação difusa da radiância $L(z, \theta, \Phi)$	$m^{-1}$	$K(\theta, \Phi)$	$K(\theta, \Phi)$
Coefficiente de atenuação difusa da irradiância ascendente $E_u(z)$	$m^{-1}$	$K_u$	$K(+)$
Coefficiente de atenuação difusa da irradiância descendente $E_d(z)$	$m^{-1}$	$K_d$	$K(-)$
Coefficiente de atenuação difusa da irradiância escalar descendente $E_{od}(z)$	$m^{-1}$	$K_{od}$	$k(-)$
Coefficiente de atenuação difusa da irradiância escalar ascendente $E_{ou}(z)$	$m^{-1}$	$K_{ou}$	$k(+)$
Coefficiente de atenuação difusa da irradiância escalar total $E_o(z)$	$m^{-1}$	$K_o$	$k$
Coefficiente de atenuação difusa da PAR (z)	$m^{-1}$	$K_{PAR}$	—

Fonte: Mobley (1994).



### Coeficiente de atenuação difusa

De acordo com Mobley (1994), sob condições normais, ou seja, sem efeito de fundo, a luz (radiância e irradiância) decai exponencialmente com a profundidade. Portanto, é conveniente escrever a dependência da profundidade  $E_d(z; \lambda)$  como (Equação 11):

$$E_d(z; \lambda) = E_d(0; \lambda) \exp\left[-\int_0^z K_d(z'; \lambda) dz'\right], \quad (11)$$

onde  $K_d(z; \lambda)$  é o coeficiente de atenuação difusa espectral para a irradiância plana espectral descendente. Resolvendo para  $K_d(z; \lambda)$  dá-se que:

$$K_d(z; \lambda) = -\frac{d \ln E_d(z; \lambda)}{dz} = -\frac{1}{E_d(z; \lambda)} \frac{dE_d(z; \lambda)}{dz}, \quad (m^{-1}) \quad (12)$$

que geralmente é a equação utilizada para definir  $K_d(z; \lambda)$ . Se definirmos  $\bar{K}_d(z; \lambda)$  como média de  $K_d(z; \lambda)$  dentro do intervalo de 0 a  $z$ , ou seja,

$$\bar{K}_d(z; \lambda) \equiv \frac{1}{z} \int_0^z K_d(z'; \lambda) dz',$$

então a equação 13 pode ser escrita como:

$$E_d(z; \lambda) \equiv E_d(0; \lambda) \exp[-\bar{K}_d(z; \lambda)z]. \quad (13)$$

Outros coeficientes de atenuação difusa, por exemplo,  $K_u$ ,  $K_{od}$ ,  $K_{ou}$ ,  $K_{PAR}$  e  $K(\theta, \Phi)$ , são definidos por equações análogas às equações (11) e (12), usando as quantidades radiométricas correspondentes. Por exemplo,  $K(\theta, \Phi) \equiv K(z; \theta, \Phi; \lambda)$  refere-se à atenuação difusa da radiância,  $L(z; \theta, \Phi; \lambda)$ , (Equação 14), ou seja,

$$K(\theta, \Phi) \equiv -\frac{1}{L(z; \theta, \Phi; \lambda)} \frac{dL(z; \theta, \Phi; \lambda)}{dz} \quad (14)$$

A distinção entre o coeficiente de atenuação *difuso*,  $K_d$ , e de *feixe colimado*,  $c(\lambda)$ , é importante. O coeficiente de atenuação do feixe colimado,  $c(\lambda)$ , é definido em termos da radiação perdida de um feixe de fótons estreito e colimado. Enquanto, o coeficiente de atenuação difuso descendente,  $K_d(z; \lambda)$ , é definido em termos do decréscimo da irradiância descendente  $E_d(z; \lambda)$  com a profundidade, a qual compreende fótons em todas as direções.  $K_d(z; \lambda)$  depende da estrutura direcional do campo de luz ambiente, sendo por isto classificado como uma AOP (MOBLEY, 1994).

Segundo Dekker (1993), a mensuração da atenuação vertical,  $K_d$ , da radiação fotossinteticamente ativa (400 – 700 nm) tornou-se um procedimento padrão para determinação das condições ópticas dos corpos d'água. As medidas da atenuação vertical são úteis na determinação da quantidade de radiância disponível ao fitoplâncton e macrófitas submersas, bem como da transparência da água, em estudos sobre a produção primária e na indicação de turbidez. De acordo com Kirk (1994), a partir do perfil de profundidade da luz, as medidas de  $K_d$  podem ser estimadas. Assim, a atenuação vertical é um parâmetro útil de comparação das condições ópticas entre corpos d'água.

### Profundidade óptica

Como visto, a irradiância descendente diminui de uma maneira, aproximadamente, exponencial com a profundidade (MOBLEY, 1994; KIRK, 1994). Isto pode ser expresso pela Equação 15;

$$E_d(z) = E_d(0)e^{-K_d z} \quad (15)$$

onde  $E_d(z)$  e  $E_d(0)$  são os valores da irradiância descendente em  $z$  metros de profundidade, e logo abaixo da superfície d'água, respectivamente, e  $K_d$  é o valor médio do coeficiente de atenuação vertical do intervalo de profundidade entre 0 a  $z$  m. Dessa forma, a profundidade óptica,  $\zeta$ , pode ser definida pela Equação 16.

$$\zeta = K_d z \quad (16)$$

Assim, pode ser verificada que a profundidade óptica especificada corresponderá às profundidades físicas diferentes, mas a mesma diminuição total de irradiância, na água de propriedades ópticas diferentes. Ou seja, em uma água turbida com um alto  $K_d$ , uma dada profundidade óptica corresponderá a uma profundidade atual muito menor do que em uma água de coloração clara com um baixo  $K_d$  (KIRK, 1994).

Profundidades ópticas de interesse particular estão relacionadas ao contexto da produção primária. Essas profundidades ópticas correspondem ao ponto médio e o menor limite da zona eufótica, dentro do qual a fotossíntese ocorre (KIRK, 1994).

### 3.3. Componentes opticamente ativos (COAs) presentes no corpo d'água

Os constituintes das águas naturais são, tradicionalmente, divididos em matéria dissolvida e particulada, de origem orgânica e inorgânica (MOBLEY, 1994). Os parâmetros ópticos da qualidade da água são compostos por alguns desses materiais (dissolvidos e particulados) que causam alteração ou são função de alteração das propriedades ópticas inerentes (DEKKER, 1993). Cada um dos constituintes da água natural contribui de alguma forma para os valores das propriedades ópticas de um dado corpo de água (MOBLEY, 1994). Os parâmetros que causam uma mudança nas propriedades de absorção incluem substâncias húmicas aquáticas e pigmentos fitoplanctônicos como a clorofila *a* e o pigmento de cianobactérias, a cianoficocianina. O total de sólidos suspensos, expresso como o peso do *seston* seco (incluindo o fitoplâncton), determina o espalhamento da luz, nas águas. O material suspenso pode ser ainda separado do fitoplâncton e do *tripton*, sendo este último um material particulado não-algal. Ambos, fitoplâncton e *tripton*, apresentam suas próprias características de absorção e espalhamento. Os parâmetros ópticos de qualidade da água que são função das mudanças das propriedades ópticas inerentes são o coeficiente de atenuação vertical da irradiância descendente ( $K_d$ ) e a

transparência do disco de Secchi. Ou seja, se uma propriedade óptica inerente for alterada,  $K_d$  e disco de Secchi também deverão mudar (DEKKER, 1993).

Como as propriedades espectrais destes componentes variam com o comprimento de onda incidente, serão descritos a seguir as propriedades de cada um desses constituintes opticamente ativos e sua contribuição na reflectância e absorção do corpo d'água para a faixa de 400 a 900 nm (JENSEN, 2009).

### ***Fitoplâncton***

O fitoplâncton são organismos microscópicos que apresentam uma incrível diversidade de espécies, tamanho, forma e concentração. Eles variam em tamanho de célula, de menos de 1  $\mu\text{m}$  a mais de 200  $\mu\text{m}$ , e algumas espécies formam cadeias ainda maiores de células individuais. Sendo umas das principais partículas responsáveis por determinar as propriedades ópticas da maioria das águas naturais (MOBLEY, 1994).

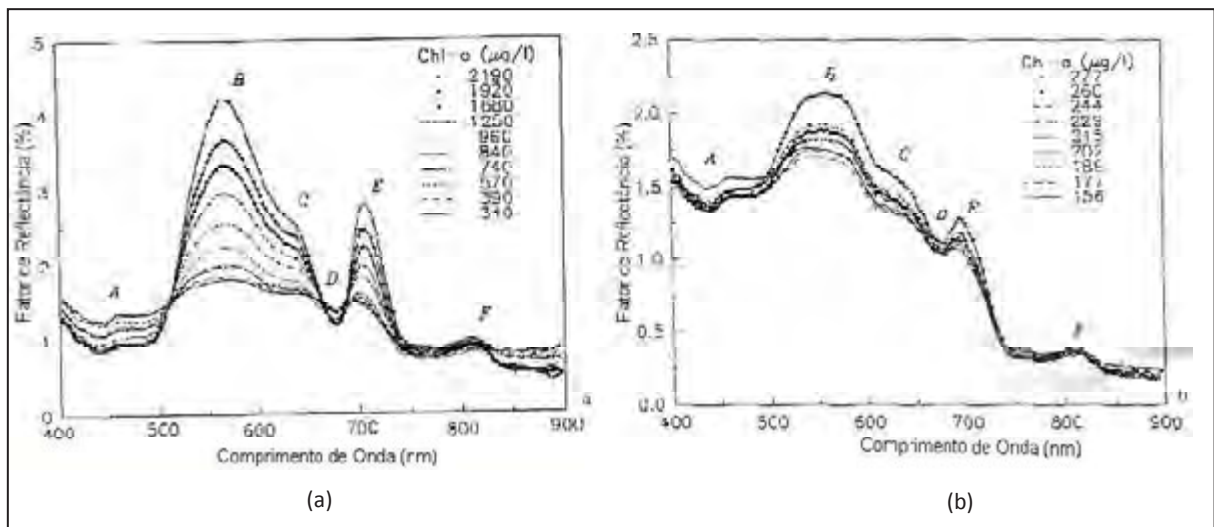
Segundo Mobley (1994), todo fitoplâncton em corpos d'água contém o pigmento, fotossinteticamente ativo, clorofila *a*. Bukata *et al.* (1995) sugeriram que a clorofila *a* pode ser considerada uma representante razoável da componente orgânica de águas naturais opticamente complexas. Pelo fato de diferentes tipos de fitoplâncton terem diferentes concentrações de clorofila, eles aparecem em diferentes cores para os sensores remotos, possibilitando a estimativa da quantidade e tipo geral do fitoplâncton na área e fornece informação sobre a condição ambiental e química do corpo d'água.

De acordo com Goodin *et al.* (1993), a clorofila, por ser um dos principais responsáveis pela fotossíntese, destaca-se entre os diversos pigmentos fotossinteticamente ativos, constituindo-se em um indicador da biomassa fitoplanctônica. Portanto, a concentração da clorofila é uma medida indireta da quantidade de organismos clorofilados presentes num ambiente hídrico podendo determinar o estado trófico de um determinado sistema aquático.

A clorofila e os outros pigmentos presentes no fitoplâncton absorvem fortemente a luz no azul e vermelho e assim, quando as concentrações são elevadas,

predominam na determinação da absorção espectral da água. Estas partículas são geralmente muito maiores que o comprimento de onda da luz visível e são eficientes espalhadores (MOBLEY, 1994).

A Figura 9a-b a seguir, representa a reflectância espectral em relação à variação de concentração de clorofila em dois experimentos realizados por Rundquist *et al.* (1996).



**Figura 9** - Curvas de reflectância com diferentes concentrações de clorofila  
**FONTE:** Rundquist et al. (1996)

A partir da Figura 9 (a e b), pode-se observar que as feições espectrais associadas à presença de clorofila na coluna d'água são representadas por:

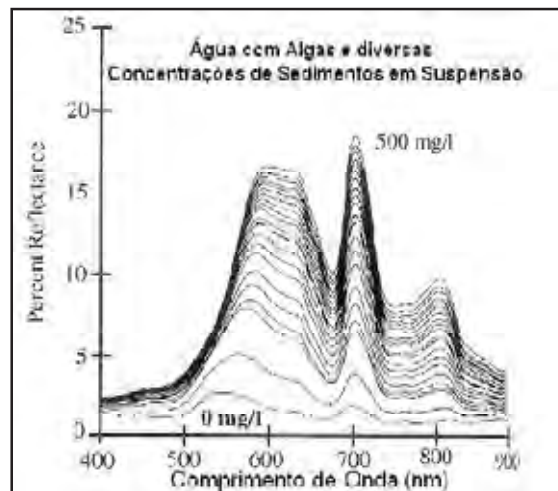
- Feição A: a baixa reflectância, entre 400 e 500 nm, ocorre devido à absorção da luz azul, com um mínimo em 438 nm, sendo considerada a primeira feição de absorção pela clorofila *a*;
- Feição B: pico de reflectância máxima no verde, entre 560 e 570nm, causado pela menor absorção da luz verde pelas algas (GITELSON, 1992);
- Feição C: um pequeno ponto de inflexão em torno de 640 nm, decorrente da absorção causada por pigmentos acessórios, como a ficocianina (GITELSON, 1992);
- Feição D: tradicional região de absorção no vermelho, em aproximadamente 676 nm, causada pela clorofila *a*;

- Feição E: pico de reflectância no infravermelho próximo, entre 700 e 720 nm, que tem sido explicado por: fluorescência de pigmentos de fitoplâncton (CARDER e STEWARD, 1985); espalhamento de células algais combinado com um efeito mínimo de absorção provocado pela água e pigmentos. A elevação desse pico pode ser usada para estimar a quantidade de clorofila (JENSEN, 2000).
- Feição F: pequeno pico de reflexão que ocorre em cerca de 810 nm que é causado, provavelmente, pelo espalhamento da matéria orgânica (células algais), combinado com a absorção pela água limpa no infravermelho (RUNDQUIST *et al.*, 1996).

Para ambos os experimentos apresentados por Rundquist *et al.* (1996) (Figura 9a-b), o aumento da concentração de clorofila no corpo d'água ocasiona um aumento da reflectância espectral, nos pontos B, C e E, e diminuição da reflectância nos pontos A e D. Basicamente, quando a concentração de clorofila aumenta na coluna d'água, ocorre uma diminuição significativa da quantidade de energia refletida nas regiões espectrais do azul e do vermelho e um aumento da reflectância na região espectral do verde (JENSEN, 2000).

Quando sedimentos em suspensão e clorofila estão presentes no corpo d'água ao mesmo tempo, uma resposta espectral muito diferente é produzida. A Figura 9 mostra o que acontece com a resposta espectral da água com uma concentração fixa de clorofila  $\alpha$ , variando as concentrações de sólidos de 0 a 500 mg/l. Nessa Figura percebe-se um aumento da reflectância em todo o espectro eletromagnético com o aumento da concentração de sólidos. Percebe-se, também, que para água composta somente por algas (0 mg/l de TSS), o pico de reflectância se localiza na região do visível, em aproximadamente 550 nm, já com a adição de sólidos, esse pico se desloca em direção a 600 nm, tornando-se mais achatado e menos definido quando a concentração de sedimento aumenta. Dessa forma, o pequeno ponto de inflexão em torno de 640 nm, decorrente da absorção por clorofila tende a desaparecer (JENSEN, 2000).

Contudo, as posições do pico de reflectância por algas, na faixa 700 – 720 nm, e do pico de absorção, no intervalo de 660 – 670 nm, permanecem inalteradas, mudando somente as profundidades.



**Figura 10** – Porcentagem de reflectância de água com alga e com concentrações variáveis de sólidos em suspensão.

**Fonte:** Han (1997)

Visualizando a Figura 10, verifica-se, também, que existe um aumento gradativo no pico de reflectância no intervalo de 700 a 720 nm e na região de absorção entre 660 e 670 nm, com o aumento na concentração de sólidos. No entanto, Quibell (1991) mostrou que a diferença de reflectância nos comprimentos de onda próximos a 710 nm e 665 nm permanece constante, independente da quantidade de sólidos adicionados. Assim, a diferença de reflectância entre as duas bandas pode ser utilizada para estimar a concentração de clorofila em condições de turbidez variável causada pela variação na concentração de partículas inorgânicas. Rundquist *et al.* (1996) obtiveram estimativas acuradas de concentração de clorofila na coluna d'água usando uma razão simples (infravermelho próximo (705 nm) / vermelho (670 nm)) para baixas concentrações de clorofila e obtiveram bons resultados analisando a primeira derivada da curva de reflectância por volta de 690 nm, quando a concentração de clorofila era alta.

### ***Sólidos em suspensão***

Minerais tais como silício, alumínio, óxidos de ferro são encontrados em suspensão na maioria dos corpos d'água. Os sedimentos são provenientes de uma variedade de fontes, como agricultura, intemperismo de terrenos montanhosos, erosão costeira, causada por ondas naturais ou tráfego de barcos, e erupções vulcânicas (cinzas) (JENSEN, 2009). Os sólidos em suspensão se concentram em corpos d'água interiores ou costeiros (BUKATA *et al.*, 1995). Esses corpos d'água podem transportar uma carga importante de sedimentos em suspensão que pode afetar, drasticamente, as características de sua reflectância espectral (MILLER e MCKEE, 2004).

Monitorar o tipo, a quantidade e a distribuição espacial de sedimentos em suspensão é importante, pois estes afetam a qualidade da água e a sua adequação em múltiplos usos dos recursos hídricos. Os sedimentos servem como agente transportador e armazenador de pesticidas, fósforo e nitrogênio absorvidos, e compostos orgânicos, sendo usado como indicador de poluição. Estes podem impedir a transmissão de radiação solar e reduzir a fotossíntese do fitoplâncton próximo ao substrato e limitar as regiões de desenvolvimento da vegetação aquática submersa (JENSEN, 2009).

O sensoriamento remoto pode ser utilizado para monitorar as concentrações de sedimentos em suspensão nos corpos d'água, a partir da correlação dos dados de sensores remotos e das medidas obtidas *in situ* de concentrações de sedimentos em suspensão. É importante que a coleta dos dados de sensores remotos e medidas *in situ* sejam realizadas em dias com pouco vento, pois a rugosidade produzida pela ação do vento na água cria reflexões especulares que podem prejudicar a estimativa das concentrações de sedimentos em suspensão a partir do sensoriamento remoto (HAN e RUNDQUIST, 1997).

A concentração de sedimentos em suspensão é medida *in loco*, a partir de um disco de Secchi ou um turbidímetro (JENSEN, 2009). A transparência de disco de Secchi é medida a partir da inserção de um disco padrão com marcações em preto e branco dentro da coluna d'água até uma profundidade em que a distinção entre as cores do instrumento não seja visível. A medida de disco de Secchi é, geralmente, considerada um indicador rudimentar da qualidade de água, sendo, entretanto, uma medida operacionalmente fácil,

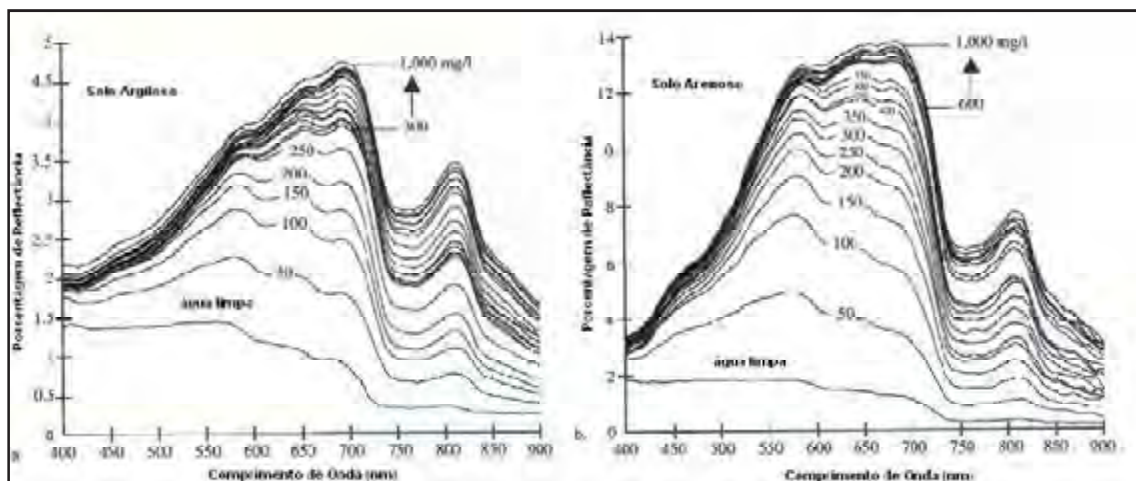


rápido e de baixo custo. Por essas razões, é amplamente empregado e tornou-se um dos parâmetros primários da descrição da qualidade da água (DEKKER, 1993). Assim, quanto maior a quantidade de sedimentos, menor será a profundidade Secchi, pois a placa deixará de ser vista rapidamente (JENSEN, 2009).

Uma medição mais rigorosa é feita por um turbidímetro em NTU, que consiste da passagem da luz através de uma amostra de água obtida em várias profundidades para determinar suas características de transmissão, que estão relacionadas com o material em suspensão na água (JENSEN, 2009).

Pesquisas têm documentado o impacto geral do incremento de concentrações de sedimentos minerais em suspensão em corpos d'água nas porções do visível e do infravermelho próximo do espectro. Lodhi *et al.* (1997) determinaram as características da reflectância espectral de dois tipos de solos de Nebraska (argiloso e siltoso) em diferentes concentrações de sedimentos em suspensão na água.

A Figura 11 ilustra a variação na resposta espectral da água limpa e da água com diferentes concentrações de sólidos em suspensão formados por argila (a) e areia (b), onde a fração *tripton* é dominante e a fração matéria orgânica viva (clorofila) não é representativa. Nessa figura, pode-se observar que a reflectância espectral da água limpa 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 areia, definindo um padrão mais claro na imagem, proporcional a concentração de sólidos suspensos no corpo d'água. Percebe-se, também, para as curvas de reflectância espectral com variação de concentração de argila, (Figura 11 (a)) a porcentagem de reflectância é menor quando comparado com as curvas de reflectância com concentração de areia (Figura 11 (b)) (JENSEN, 2000).



**Figura 11** – Medida de reflectância espectral “*in situ*” da água limpa e da água com diferentes concentrações de sólidos de argila (a) e areia (b).

**Fonte:** Lodhi et al.(1997)

Os coeficientes de correlação ( $r$ ) foram calculados para descrever o relacionamento entre a concentração de sólidos em suspensão e a reflectância espectral. Para os sólidos em suspensão, formados por argila, os valores de correlação obtidos foram de 0,28 a 0,97, e para sólidos em suspensão, formados por areia, esses valores foram de 0,78 a 0,98. Para os dois tipos de sólidos, os maiores valores de correlação ( $r > 0,90$ ) ocorreram na região do infravermelho próximo, entre 714 e 880 nm (JENSEN, 2009).

O mesmo autor relata que os comprimentos de onda do visível entre 580 – 690 nm fornecem mais informações sobre o tipo de sólidos em suspensão na superfície da água, enquanto que o infravermelho próximo (714 – 880 nm) pode ser usado para se determinar a quantidade de sólidos suspensos na superfície da água. Entretanto, estas relações podem não ser aplicadas universalmente, tendo em vista, que para cada tipo de sedimento em suspensão devem ser investigadas as características espectrais de absorção e espalhamento da água e dos solos da área geográfica de interesse.

### **Matéria orgânica**

Tanto as águas doces quanto as salinas contêm concentrações variáveis de compostos orgânicos dissolvidos. Estes compostos são produzidos durante a decomposição

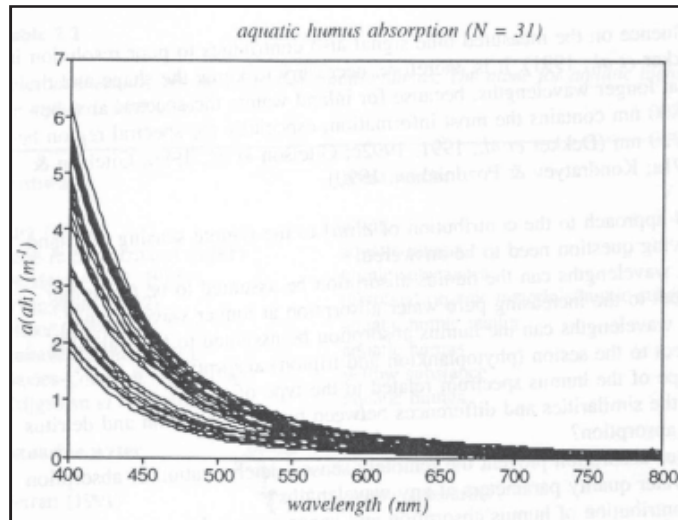
da matéria vegetal e consistem, principalmente, de diversos ácidos húmicos e fúlvicos (KIRK, 1983). A presença de substâncias húmicas solúveis em água é facilmente perceptível em águas naturais (quando sua presença não é obscurecida por partículas suspensas) pela variação dos tons de amarelo que são verificadas nessas águas (BUKATA *et al.*, 1995). Devido a coloração que dá à água, os compostos são, genericamente, referidos como *matéria amarela* ou CDOM (*matéria orgânica dissolvida colorida*) (MOBLEY, 1994). Outros nomes que também podem ser encontrados na literatura são: substância amarela, *gelbstoff*, matéria húmica aquática, ácidos orgânicos amarelos, ácidos humilimnícicos, *gilvin* entre outros (BUKATA *et al.*, 1995).

As concentrações de matéria orgânica dissolvida em águas naturais são consequências de qualquer atividade fotossintética do fitoplâncton (autóctone) ou de entradas de material de origem terrestre (alóctone). A transformação da matéria orgânica é uma consequência de fotólise, hidrólise e decomposição por bactérias das estruturas celulares do fitoplâncton (BUKATA *et al.*, 1995). Estas substâncias húmicas compreendem tanto frações de solúveis como insolúveis em água. A fração insolúvel é composta por partículas em suspensão de vários tamanhos e pesos moleculares. Já a fração solúvel compreende o carbono orgânico dissolvido, na forma de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos. As frações solúveis e insolúveis das substâncias húmicas são bem similares em sua composição química, embora diferentes em seus pesos moleculares (BUKATA *et al.*, 1995).

A matéria amarela absorve muito pouco no vermelho, mas a sua absorção aumenta rapidamente com o decréscimo do comprimento de onda, sendo significativo nos comprimentos de onda azul e ultravioleta. Uma de suas principais fontes é a decomposição da vegetação. Portanto, as maiores concentrações são geralmente em lagos, rios e águas costeiras, influenciadas pelo escoamento do rio. Em tais águas, a matéria amarela pode absorver mais no final do azul. Em águas oceânicas abertas, a absorção pela matéria amarela é geralmente pequena em comparação à absorção por outros constituintes, mas a parcela da matéria amarela presente é, em geral, resultado do decaimento fitoplantônico, especialmente, no período final do *bloom* (MOBLEY, 1994).

A Figura 12 apresenta curvas de absorção de substâncias húmicas de diferentes ambientes aquáticos. Mobley (1994) afirma que em comprimentos de ondas mais

longos na região do infravermelho, o espalhamento por substâncias húmicas pode tornar-se significativo para altas concentrações.

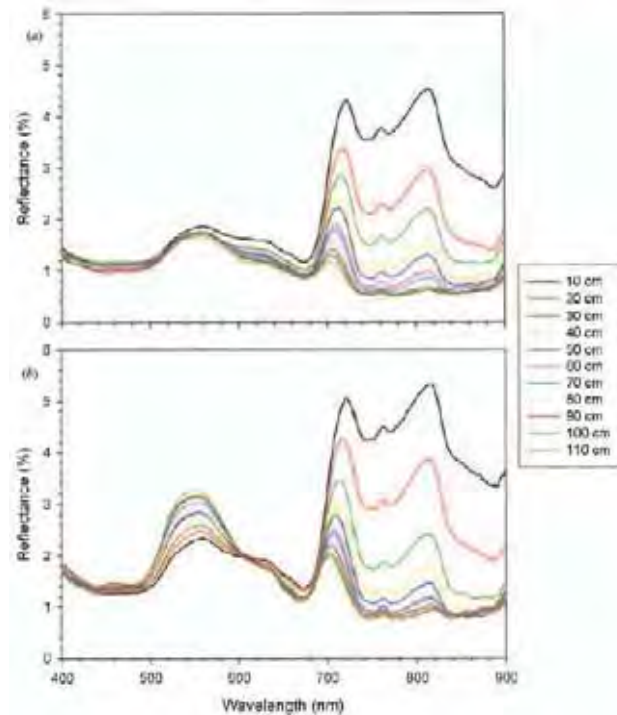


**Figura 12** - Curvas de absorção de substâncias húmicas obtidas em diferentes ambientes aquáticos  
**Fonte:** DEKKER (1993).

### 3.4 Comportamento espectral da vegetação aquática submersa

O sensoriamento remoto tem sido aplicado para monitorar a vegetação aquática submersa (ACKLESON e KLEMAS 1987). Ao contrário do sensoriamento remoto da vegetação terrestre, no entanto, a radiação ascendente da vegetação aquática submersa atravessa a interface ar-água. Pelo fato da luz ser atenuada na água, um grande fator que muitas vezes dificulta o sensoriamento remoto de plantas bentônicas é a profundidade variável para a cobertura de macrófitas na coluna de água. Além disso, certos constituintes opticamente ativos presentes na coluna de água, como a clorofila de algas, alteram a resposta espectral da vegetação submersa (MALTHUS e GEORGE, 1997).

Diante disso, Han e Rundquist (2003) realizaram estudos sobre o comportamento espectral da vegetação aquática submersas em tanques experimentais, em condições de águas claras e águas com clorofila algal (Figura 13), com o objetivo de determinar a profundidade da coluna d'água, na qual o *Ceratophyllum demersum* é detectável.

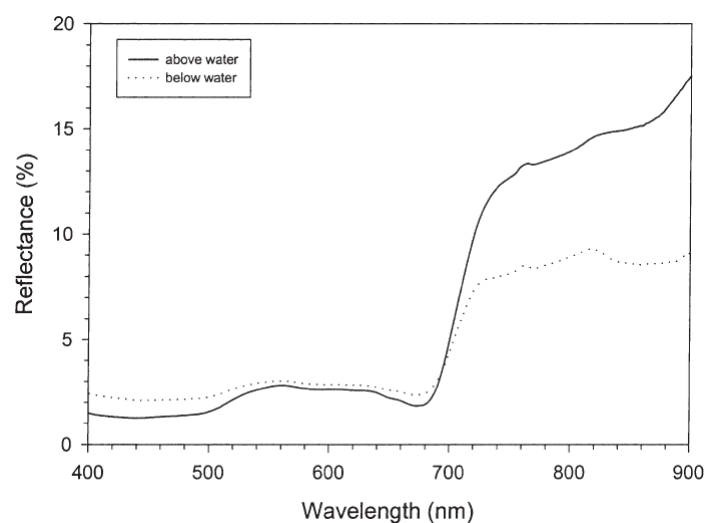


**Figura 13** - Resposta da planta (a) sem alga, (b) com alga  
**Fonte:** Han e Rundquist (2003)

Os resultados obtidos por eles indicam que a reflectância entre 700 – 900 nm decresce à medida que a profundidade do dossel das plantas (distância entre a superfície da água até o dossel da vegetação submersa) aumenta, tanto para a água com ou sem clorofila algal, devido à absorção da luz pelo aumento do volume de água. O pico no verde, associado à clorofila algal, por outro lado, aumenta à medida que o dossel das plantas se distancia da superfície da água. Esta característica é atribuída ao aumento da reflectância volumétrica proporcionada pela clorofila algal, levando ao decréscimo da reflectância da macrófita submersa. Devido à absorção da radiação pela água, o típico platô no infravermelho próximo da vegetação é modificado, surgindo dois picos: um entre 701 – 722 nm e outro próximo a 815 nm (HAN e RUNDQUIST, 2003).

A partir da Figura 13 verifica-se que tanto para águas sem ou com presença de clorofila algal, uma mudança no pico no infravermelho próximo, em 722 nm para 702 nm, ocorre à medida que a profundidade do dossel da planta submersa aumenta de 10 a 110 cm. Esta característica está relacionada, provavelmente, ao aumento da absorção da água em comprimentos maiores de onda no infravermelho próximo com o aumento da profundidade à planta, responsável pelo pico de refletividade mover-se para comprimentos de onda menores (HAN e RUNDQUIST, 2003).

Ainda nesse estudo, Han e Rundquist (2003) apresentam uma curva espectral característica de vegetação aquática submersa (Figura 14), em duas condições: acima e abaixo da superfície d'água. Analisando as curvas, verifica-se maior reflectância após 700 nm (infravermelho próximo) em relação à resposta no espectro visível e duas áreas de absorção de baixa intensidade: uma no azul (entre 400 – 500 nm) e outra, na região do vermelho (aproximadamente em 675 nm). Apesar das plantas aquáticas submersas apresentarem curvas espectrais características das espécies vegetais terrestres comuns, o que as diferem, basicamente, é que as primeiras possuem um valor de reflectância menor (HAN e RUNDQUIST, 2003). Han e Rundquist (2003) afirmam que as absorções no azul e vermelho também são relativamente menores, pois durante a tomada das medidas da planta por eles, a planta estava úmida e a água apresenta uma alta reflexão na região do visível.

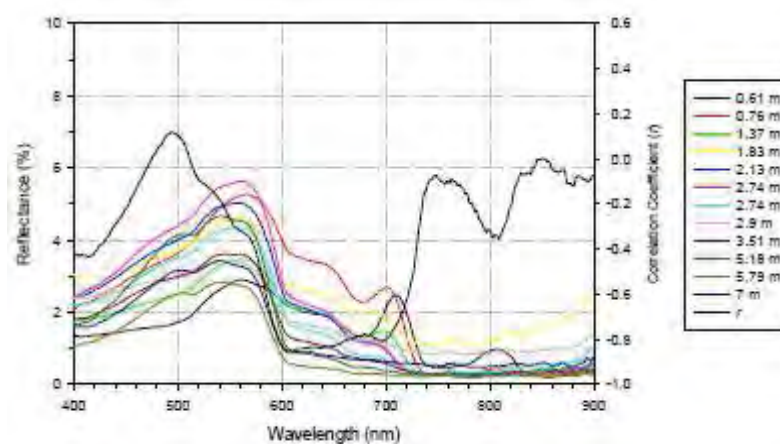


**Figura 14** - Assinatura espectral da *Ceratophyllum demersum*

**Fonte:** Han e Rundquist (2003)

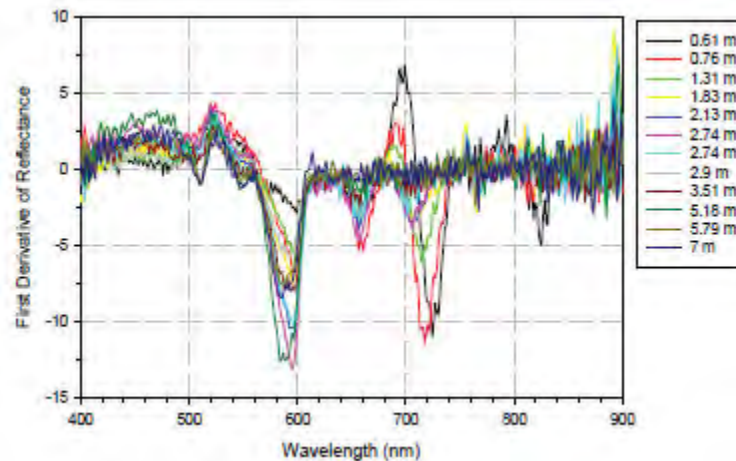
A seguir são apresentados resultados de um estudo realizado por Han (2002) no qual o autor apresenta curvas de reflectância média dos pontos amostrados, variando os valores de profundidade da coluna d'água de 0,61 a 7m e a correlação entre a profundidade da coluna d'água e a reflectância. Como no estudo anterior, o autor relata que quanto mais profunda a coluna d'água, menor a reflectância. Sendo assim, o autor utiliza a técnica de análise derivativa a fim de analisar os parâmetros de qualidade da água.

Analisando a Figura 15, verifica-se que a reflectância aumenta a partir de 400 nm e apresenta um pico em 560 nm. A partir de 600 nm decresce e apresenta um pico de absorção em 680 nm, porém este pico é visível para profundidades inferiores a 2,74m. Entre 600 e 699 nm, foi registrada uma alta correlação negativa ( $|r| > 0,77$ ), ou seja, quanto mais profunda a coluna de água, menor a reflectância. Em 700 nm as curvas mostram um pico de reflexão. O pico de absorção no vermelho e o pico de reflexão no infravermelho próximo indicam resposta espectral de *Thalassia testudinum*.



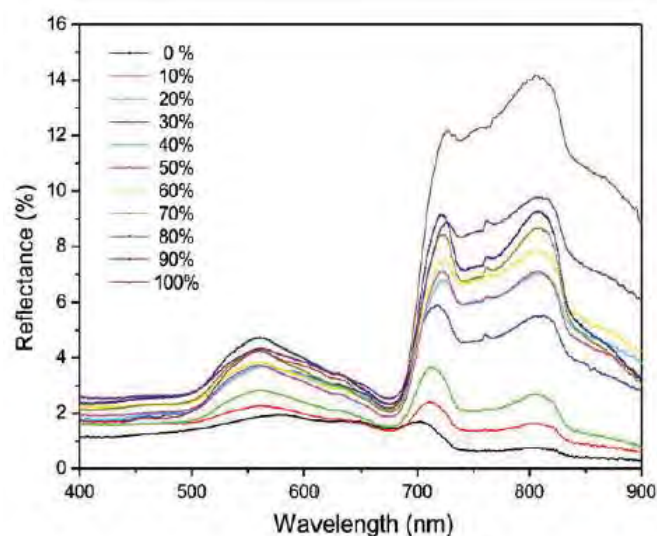
**Figura 15** – Curvas de reflectância com a profundidade da água variando de 0,61 a 7m.  
**Fonte:** Han (2002).

A Figura 16 mostra a primeira derivada das curvas espectrais, que foram calculadas a partir da razão entre os sucessivos valores de refletividades e o intervalo de comprimento de onda que os separa. Segundo Han e Rundquist (1997), a técnica de análise derivada tem sido utilizada nas análises dos parâmetros de qualidade da água. A partir da estimativa da primeira derivada, o autor encontrou uma relação entre a profundidade e a reflectância, porém, a relação encontrada entre a primeira derivada e a profundidade foi maior.



**Figura 16** - Primeira derivada das curvas espectrais  
**Fonte:** Han (2002).

Nesta mesma linha de estudos, Yuan e Zhang (2008) avaliaram as curvas de refletância espectral para a vegetação aquática submersa, quando há variação na porcentagem de cobertura da vegetação. Pela Figura 17, apresentada pelos autores, percebe-se que as curvas apresentam um pequeno pico de reflexão em torno de 550 nm (verde) e maior reflexão a partir de 700 nm (infravermelho próximo), quando a cobertura é superior a 20%; baixa intensidade na faixa do azul (400 a 500 nm) e um pico de absorção no vermelho (em torno de 675 nm).



**Figura 17** – Refletância da vegetação aquática submersa com variação na densidade de cobertura  
**Fonte:** Yuan e Zhang (2008)



Ainda de acordo com a Figura 17 é possível verificar que a reflectância diminui com o decréscimo da cobertura, especialmente no infravermelho próximo (cerca de 0,14 a 0,02); esse padrão é menos evidente nos comprimentos de onda menores que 700 nm. A reflectância máxima ao redor do platô do infravermelho próximo evoluiu em dois picos, sendo um em torno de 720 nm e o outro em 830 nm. Deve-se notar que na curva de reflectância para a cobertura de vegetação aquática de 0%, ou seja, sem planta submersa, a curva não apresenta feição característica de vegetação, embora tenha apresentado maior reflexão no infravermelho próximo. Portanto, a resposta espectral da vegetação aquática submersa com variação de cobertura foi observada em torno de 550 nm (YUAN e ZHANG, 2008).

## 4. SENSORIAMENTO REMOTO DE OBJETOS SUBMERSOS NO CORPO D'ÁGUA

### 4.1 Ondas sonoras e ambiente aquático

A necessidade de se obter informações a respeito de objetos submersos torna necessária a utilização de ondas sonoras, uma vez que a resposta espectral da água nos intervalos espectrais para os quais se dispõe de imagens multiespectrais é muito sutil. Além do fato, das ondas sonoras ultrapassarem a coluna de água e se propagarem de forma eficiente em meios aquáticos.

A utilização de ondas sonoras com o objetivo de sondar o ambiente submerso iniciou-se no século XX, a partir do qual foram utilizados pela primeira vez métodos acústicos de navegação. Após o afundamento do Titanic esta tecnologia foi desenvolvida com o intuito de localizar objetos debaixo de água. No ano de 1914 nos Estados Unidos, R. A. Fessenden desenvolveu um conjunto de instrumentos utilizando ondas sonoras capazes de medir profundidade e localizar objetos como icebergs (URICK, 1975).

Porém foi com a primeira guerra mundial que os métodos acústicos tiveram o seu maior desenvolvimento. Estes foram utilizados pela indústria militar no aperfeiçoamento de sistemas de navegação e localização de navios e submarinos, assim como na cartografia mais detalhada do fundo marinho (URICK, 1975). Os avanços tecnológicos realizados nesta época levaram a consecução das ecosondas modernas. Foi neste período que o termo "SONAR", SOund Navigaton And RANging foi utilizado pela primeira vez.

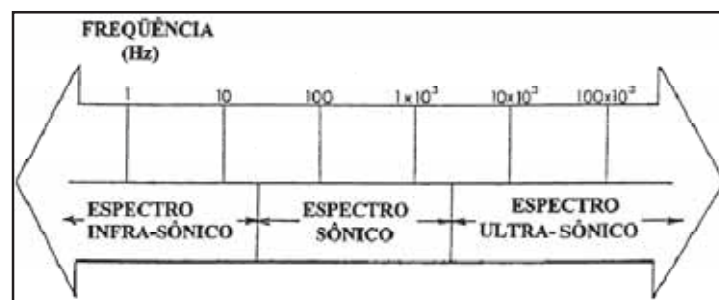
Uma onda sonora é produzida por um elemento vibrador que pode ser desde um cristal, uma corda – como em alguns instrumentos musicais – até uma prega vocal. Caso o meio de propagação seja o ar, ocorre compressão e rarefação, que se propagam como ondas progressivas. As partículas materiais que transmitem a onda oscilam paralelamente a direção de propagação da própria onda. Portanto, ondas sonoras,

frequentemente chamadas ondas de compressão, ondas de pressão, ou simplesmente som, são ondas mecânicas longitudinais (OKUNO et al., 1982).

As ondas sonoras são classificadas como ondas mecânicas, pelo fato de se propagarem em meios deformáveis ou elásticos e como longitudinais, por propagarem-se através de qualquer meio material (isto é, gases, sólidos ou líquidos) com uma velocidade que depende das propriedades do meio, porém, propagam-se com vantagens (em relação às ondas eletromagnéticas) no meio aquático (RESNICK e HALLIDAY, 1984).

As ondas mecânicas longitudinais podem ser geradas com frequências cujos valores situam-se em um intervalo muito grande (aproximadamente, entre 20 Hz e 20.000 Hz, denominado intervalo audível). Uma onda mecânica longitudinal cuja frequência esteja abaixo do intervalo audível é denominada onda infra-sônica; e se a frequência estiver acima do intervalo audível tem-se uma onda ultra-sônica (RESNICK e HALLIDAY, 1984).

A Figura 18 apresenta o espectro acústico, que se estende de zero até cerca de 100 kHz. Existem três divisões principais dentro dessa faixa: a região de 0–20 Hz chamada de infra-sônica ou subsônica; de 20–20000 Hz a região sônica e acima de 20 kHz, a região ultra-sônica. As frequências sônicas são aquelas que o ouvido humano pode detectar (MIGUENS, 2000).



**Figura 18** - Espectro Acústico.  
Fonte: Miguens (2000).

Os ecobatímetros (instrumentos eletrônicos que possuem um transmissor e um receptor acústico e que quando conectado a um transdutor subaquático, detectam objetos submersos) empregados na navegação utilizam em sua maioria, a faixa mais elevada do espectro sônico (de 12 kHz para cima) e o espectro ultra-sônico (especialmente a faixa de 50 a 200 kHz).

É na região sônica, na sua maioria, que os sonares navais – ativos e passivos – operam. Em geral, os passivos na parte inferior (20 – 5000 Hz) e os ativos na parte superior (1 - 20 kHz). Existe alguma superposição, uma vez que é possível projetar sonares que podem operar em ambos os modos e na mesma frequência (MIGUENS, 2000).

A velocidade de propagação das ondas sonoras é muito menor do que a velocidade da luz. Elas viajam na água com uma velocidade de 1.500 m/seg, dependendo da temperatura, salinidade e pressão. Este valor é cerca de duzentas mil vezes menor que a velocidade de propagação das ondas eletromagnéticas (EM).

O comprimento de onda de uma onda sonora guarda com a frequência o mesmo tipo de relação das ondas eletromagnéticas:

$$l = \frac{v}{f} \quad (17)$$

onde  $v$  é a velocidade do som na água.

Como a velocidade do som na água varia mais que a velocidade da luz, os comprimentos de uma onda sonora serão, correspondentemente, mais variáveis. Do mesmo modo, devido à menor velocidade do som, o comprimento da onda sonora é muito menor do que o de uma onda eletromagnética de mesma frequência. Por exemplo, para uma frequência de 10 kHz, uma onda sonora terá o comprimento de 15 cm, enquanto o da onda eletromagnética será de 30 km (MIGUENS, 2000).

## 4.2 Propagação das ondas sonoras

As ondas sonoras ao se propagarem sofrem atenuação dos efeitos de dispersão, absorção, reflexão e refração.

### Dispersão

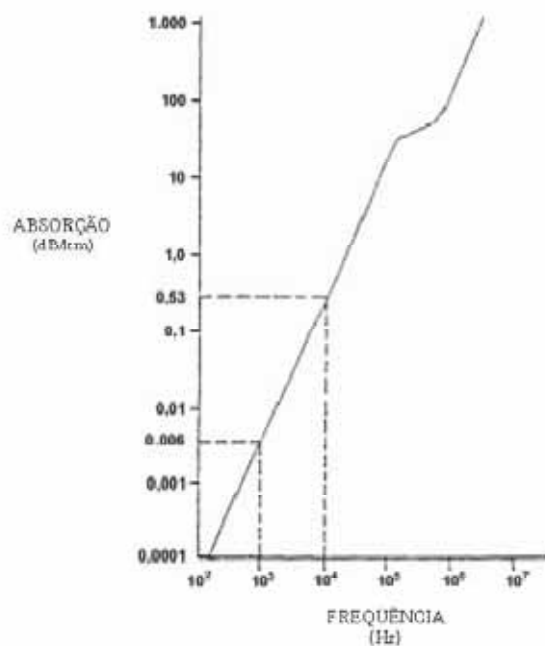
A energia refletida, que produz um eco, percorre a distância até o alvo nos dois sentidos, uma vez que ela é emitida pelo sistema ecobatimétrico e ao chegar ao alvo,

essa reflete (eco) e retorna ao sensor. Desta maneira, é possível inferir que a intensidade do sinal varia na razão inversa da quarta potência da distância. Sendo assim, para os ecobatímetros e sonares são utilizados feixes direcionais (URICK, 1975).

### **Absorção**

As ondas sonoras ao se propagarem em qualquer meio diferente do vácuo, perdem uma pequena parcela de energia para cada partícula do meio. Embora alguns fatores, como a salinidade e o espalhamento, influenciem a absorção dessas ao se propagarem na água, o fator predominante é a frequência.

Na curva apresentada na Figura 19 pode ser observado o aumento substancial da absorção conforme a frequência aumenta, razão pela qual as frequências elevadas não são utilizadas em sistemas ecobatimétricos de longo alcance, pois quanto menor a frequência, menor a absorção, de modo que o ecobatímetro operando em baixa frequência terá maior alcance (URICK, 1975).



**Figura 19-** Absorção x Frequência.

Fonte: Miguens (2000)

### **Reflexão**

Quando se trata de sensores ativos como o ecobatímetro, a reflexão das ondas sonoras apresenta-se como um fator indispensável para seu funcionamento. Porém, além do alvo, deve ser considerada a superfície e o fundo, pelo fato destes serem superfícies que limitam a propagação das ondas sonoras. Dependendo da profundidade, das características do fundo e das potências envolvidas, as ondas sonoras podem sofrer varias reflexões entre a superfície e o fundo (URICK, 1975).

Corpos estranhos no meio de propagação, tais como partículas em suspensão, algas, peixes, bolhas, etc., causam um espalhamento da energia sonora. A quantidade de energia espalhada é função do tamanho, densidade e concentração das partículas, bem como da frequência da onda sonora. A parcela da energia sonora espalhada que retorna à fonte, toma o nome de reverberação.

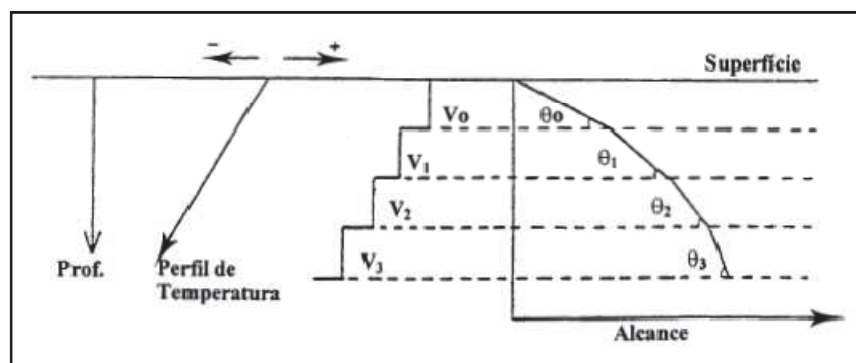
A reverberação decorrente da reflexão das ondas sonoras nesses corpos estranhos ao meio é a chamada reverberação de volume ou de meio. Este tipo de efeito ocorre, principalmente, a distâncias relativamente grandes, pois é causada na sua maior parte, pelas camadas mais profundas (LURTON, 2002).

### **Refração**

Quando uma onda, seja ela eletromagnética ou sonora, se propaga por um meio onde há variação de densidade, o feixe sofrerá um encurvamento. Dos dois meios, atmosfera e ambiente aquático, o segundo é o mais variável, sendo assim, as ondas sonoras têm um importante papel em se tratando de propagação no meio aquático. Outro fator importante na causa da refração é a velocidade de propagação. À medida que o som se propaga em um determinado meio, sofre encurvamentos na direção das regiões em que a velocidade é menor (Lei de Snell: os senos dos ângulos de incidência e de refração são proporcionais, respectivamente, às velocidades de propagação nos meios considerados) (URICK, 1975).

Outros efeitos que fazem com que um raio sonoro seja encurvado para baixo, ou seja, em direção às maiores profundidades, é a combinação da temperatura com a pressão. Pois a temperatura sofre maiores variações nas menores profundidades, até cerca de 1.000 metros. Nesta faixa, a velocidade do som varia quase proporcionalmente à temperatura, já abaixo dessa profundidade, a temperatura é quase constante e as variações são causadas, principalmente, pela pressão (URICK, 1975).

A Figura 20 a seguir mostra um perfil de temperatura negativo, com o conseqüente encurvamento do feixe para baixo. Supondo uma massa líquida composta de uma série de camadas superpostas, com temperatura, pressão, salinidade e velocidade do som constantes, o resultado será uma série de pequenas separações que, justapostas, formarão o encurvamento final do feixe. Caso o perfil fosse positivo, o encurvamento ocorreria em sentido contrário, isto é, para cima. O traçado apresentado é, na realidade, aplicação da Lei de Snell, que estabelece uma relação matemática entre a velocidade do som ( $V$ ), nas regiões limítrofes das camadas vizinhas, e o ângulo formado pelo feixe sonoro com aquela linha hipotética.



**Figura 20** – Propagação em camadas.

Fonte: Miguens (2000).

### 4.3. Dados hidroacústicos no estudo da vegetação submersa

Nossa incapacidade para quantificar adequadamente mudanças multi-escala em ambientes lacustres decorrem, em parte, da nossa incapacidade inerente de ver debaixo d'água (LEWIS et al., 1996). Ao contrário do que ocorre nas avaliações de paisagem terrestre, ferramentas tradicionais de sensoriamento remoto como fotografia aérea e imagem de satélite são muitas vezes ineficazes para analisar a vegetação aquática submersa enraizada (VIS et al., 2003).

Desta maneira, diferentes técnicas para a caracterização e monitoramento da vegetação aquática submersa foram estudadas e descritas por Dennis (1984), Kirkman (1990), Madsen (1993), as quais segundo Sabol (2002), podem ser divididas em 3 grupos: manual (física), sensoriamento remoto fora da água e sensoriamento remoto na água. Sabol (2002) diz que todas as técnicas físicas apresentam a necessidade de um mergulhador para realizar as observações, o que gera um trabalho intensivo e limita a extensão da área de amostragem, apesar de oferecer maior fidelidade.

As técnicas de sensoriamento fora da água usam imagens orbitais ou de sensores aerotransportados, resultando em informações que dependem da iluminação solar. Desta maneira, estas funcionam bem em condições ideais, porém, seu desempenho é severamente degradado por fatores incontroláveis, como pouca transparência da água, rugosidade da superfície da água e nuvens (SABOL, 2002).

As técnicas de sensoriamento remoto na água incluem métodos usando sensores ópticos e hidroacústicos (ecobatímetros) sem contato direto com a vegetação. Câmaras de vídeo submersas associadas a um sistema de posicionamento permitem determinar a densidade relativa da vegetação e ocorrência de espécies em tempo real ou após o levantamento, através da interpretação da imagem (NORRIS et al., 1997;. SPENCER e KSANDER, 1998). Técnicas hidroacústicas incluem sensores de varredura horizontal e vertical. Estes sistemas requerem interpretação subjetiva, exibem distorções geométricas em suas imagens e apresentam dificuldade para quantificar a altura da vegetação e densidade (SABOL, 2002).



Ecobatímetros analógicos com o transdutor apontado verticalmente para baixo percorrem o caminho e geram um gráfico, onde no eixo horizontal é apresentada a distância percorrida no transecto e no eixo vertical a profundidade e intensidade do eco mostrado na escala de cinza. A partir do gráfico é possível identificar visualmente feições que indicam vegetação. Diversos pesquisadores, usando ecobatímetros sozinhos ou combinados com um GPS, têm relatado sucesso na detecção e caracterização qualitativa da vegetação (DUARTE, 1987; MACEINA e SHIREMAN, 1980).

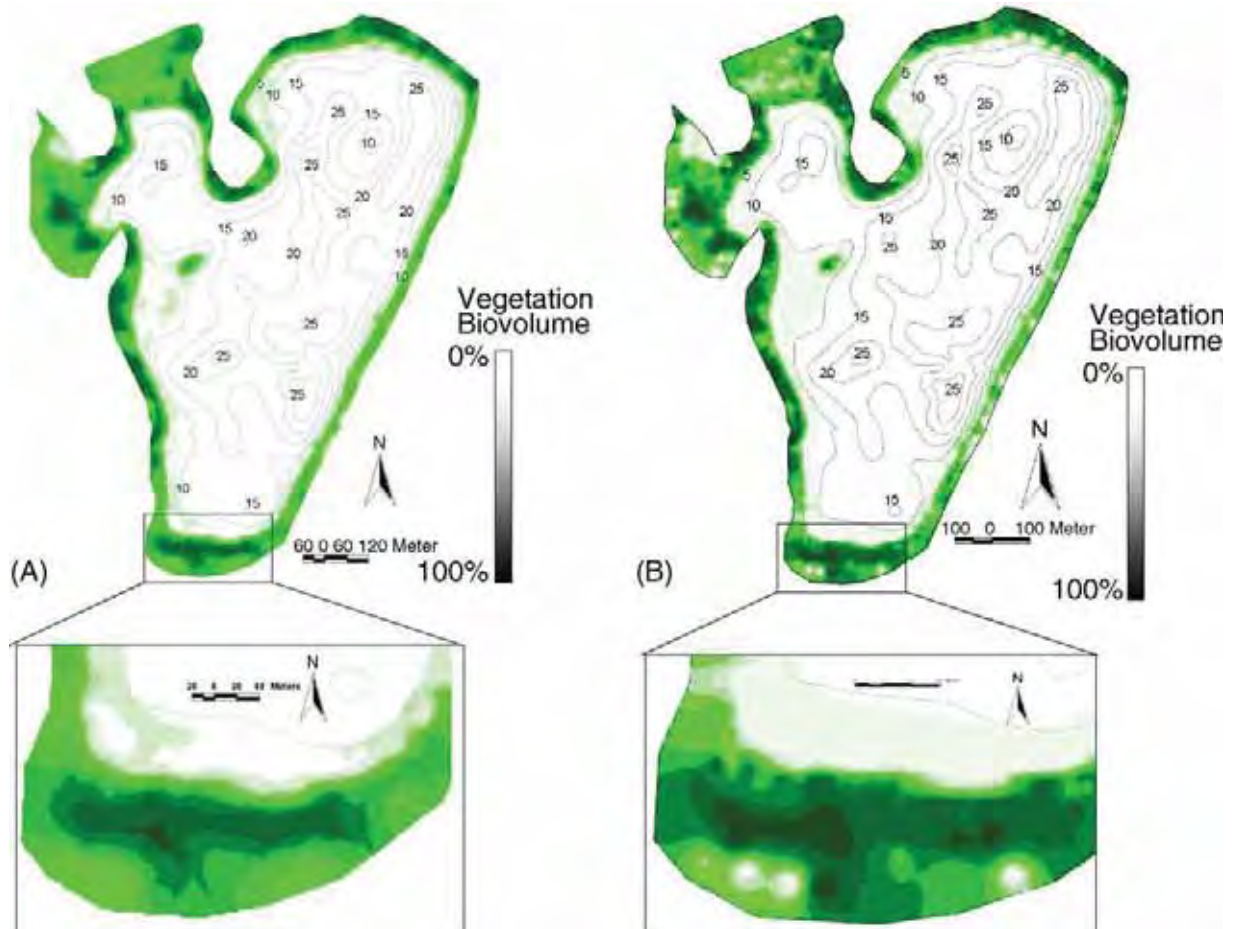
Um novo sistema hidroacústico digital de detecção e mapeamento da vegetação foi desenvolvido, o qual automatiza completamente a detecção e os aspectos de processamento da posição abordado no ecobatímetro analógico. Este sistema foi integrado com um sistema de posicionamento global corrigido diferencialmente, usando componentes comercialmente disponíveis. Isto permite que os sinais de intensidade sejam georreferenciados e armazenados digitalmente. Estes dados são então processados em tempo real com um algoritmo de processamento de sinal digital especializado que analisa a distribuição espacial da intensidade do eco acima do fundo. As saídas são posição, profundidade, altura da vegetação e frequência de ocorrência da vegetação (SABOL, 2002).

Nesse contexto, Valley et al. (2005), avaliaram a habilidade desse sistema hidroacústico desenvolvido especificamente para mapear e avaliar a vegetação aquática submersa (SABOL e MELTON, 1995) e da interpolação para mapear a vegetação aquática submersa em três lagos de Minnesota. O objetivo dos autores era o mapeamento do biovolume da vegetação. Biovolume é uma estimativa métrica que leva em consideração a altura da planta com relação à profundidade e a porcentagem de cobertura da vegetação ( $100 \times \text{altura da planta} / \text{profundidade da água}$ ). A partir dos dados de biovolume de cada transecto, os autores avaliaram a acurácia de três métodos de interpolação convencionais (inverso do quadrado da distância, krigagem e spline) e avaliaram o uso de transectos com diferentes espaçamentos, a partir da remoção de dados dos transectos (espaçamento de 10 m para 20 m e para 40 m).

Os autores avaliaram a sensibilidade das três técnicas de interpolação no caso da redução dos transectos e reavaliaram a acurácia e precisão da interpolação. O primeiro conjunto de dados incluiu dados de todos os transectos (espaçamento de 10 m) gerando um grid de 2 m. O próximo conjunto de simulações incluiu somente dados dos

transectos de números ímpares (20 m de espaçamento; redução dos pontos em 50%; grid de 4m) e o terceiro conjunto de dados incluiu os transectos ímpares restantes (40 m de espaçamento; redução em 75% dos pontos; grid de 8 m).

No geral, cada método de interpolação produziu estimativas relativamente acuradas do biovolume nas áreas não amostradas. No entanto, a precisão dessas estimativas variou entre os lagos e os métodos de interpolação. Mapas criados a partir da krigagem são desejáveis quando se procura caracterizar as tendências gerais na paisagem espacialmente dinâmica, onde os resultados para pontos específicos geralmente não são reproduzíveis (ou seja, grande presença de efeito pepita; Isaaks e Srivastava, 1989). Esta situação descreve a estrutura da zona litorânea em muitos lagos porque a abundância da vegetação muda continuamente durante todo o período de crescimento. Krigagem lida com esse fenômeno criando uma superfície suavizada ou 'média' (Figura 21 (A)). Mapas de krigagem podem servir como uma valiosa ferramenta para monitorar todo o lago nos processos que afetam a abundância da vegetação como clima, carga de nutrientes e mudanças na turbidez da água. No entanto, devido ao seu comportamento suavizado, a krigagem do lago todo não é recomendada para monitorar mudanças locais em habitats litorâneos. Ao invés disso, o Inverso Quadrado da Distância ou krigagem local pode ser preferido para caracterizar mudanças em pequena escala (Figura 21 A e B).



**Figura 21** – Biovolume da vegetação submersa no Lago Christmas estimado pela krigagem (A) e pela interpolação pelo inverso do quadrado da distância (B)  
**Fonte:** Valley et al. (2005).

## 5. DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO

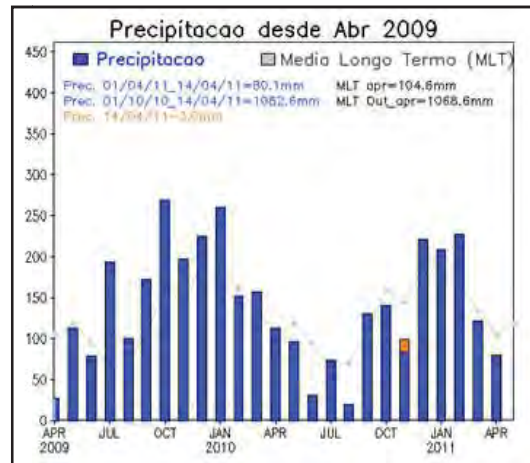
### 5.1 Estudo de caso

O reservatório da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta também chamada de Usina Hidrelétrica Porto Primavera pertence à CESP e está localizado no Rio Paraná, 28 km a montante da confluência com o Rio Paranapanema e é a segunda maior hidrelétrica do Estado de São Paulo, totalizando 1.814 MW de potência final, correspondendo a 23 % de toda potência instalada pela CESP no Estado (CESP, 2011).

A barragem do reservatório de Porto Primavera é a mais extensa do Brasil possuindo 10.186,20 m de comprimento e seu reservatório, 2.250 km<sup>2</sup>. O processo de enchimento do reservatório da usina “Sergio Motta” teve início em 7 de novembro de 1998, sendo que a primeira etapa de enchimento, na cota 253,00 metros, foi concluída em 14 de dezembro de 1998. Em 26 de março de 2001 foi concluída a segunda etapa do processo de elevação do nível do reservatório, passando da cota 253m para a cota 257m (CESP, 2011).

Do ponto de vista climático, a região do alto do rio Paraná apresenta temperaturas médias mensais superiores a 15°C e precipitações superiores a 1.500 mm/ano (IBGE, 1990), com maior concentração nos meses de verão, coincidindo com os pulsos de inundação. O período de precipitações mais acentuadas é de dezembro a fevereiro; enquanto que o período de menor precipitação vai de junho a agosto. Isso porque, segundo Borsato (2006), os Estados de São Paulo, Paraná e Mato Grosso do Sul são cortados pelo trópico de Capricórnio, apresentando clima característico de áreas tropical e subtropical.

A região é caracterizada pela transição climática e apresenta duas estações bem definidas: verão quente e úmido e inverno com temperatura branda e baixa pluviosidade. A Figura 22 apresentada na sequência mostra a precipitação na região do alto do rio Paraná dos anos de 2009, 2010 e os primeiros meses de 2011.

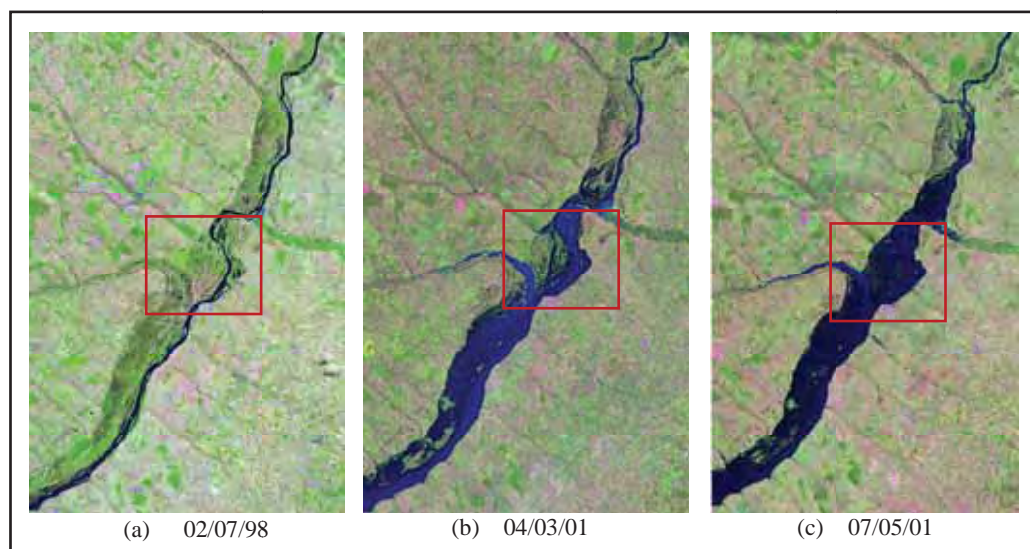


**Figura 22** – Precipitação ao longo de 2009, 2010 e início de 2011

Fonte: CPTEC (2011)

A Figura 23(a) mostra a região do alto do rio Paraná dois meses antes do enchimento do reservatório de Porto Primavera, a Figura 23 (b) mostra o reservatório um pouco antes de terminar a etapa de enchimento e a Figura 23 (c) apresenta o reservatório quase dois meses após o término do enchimento.

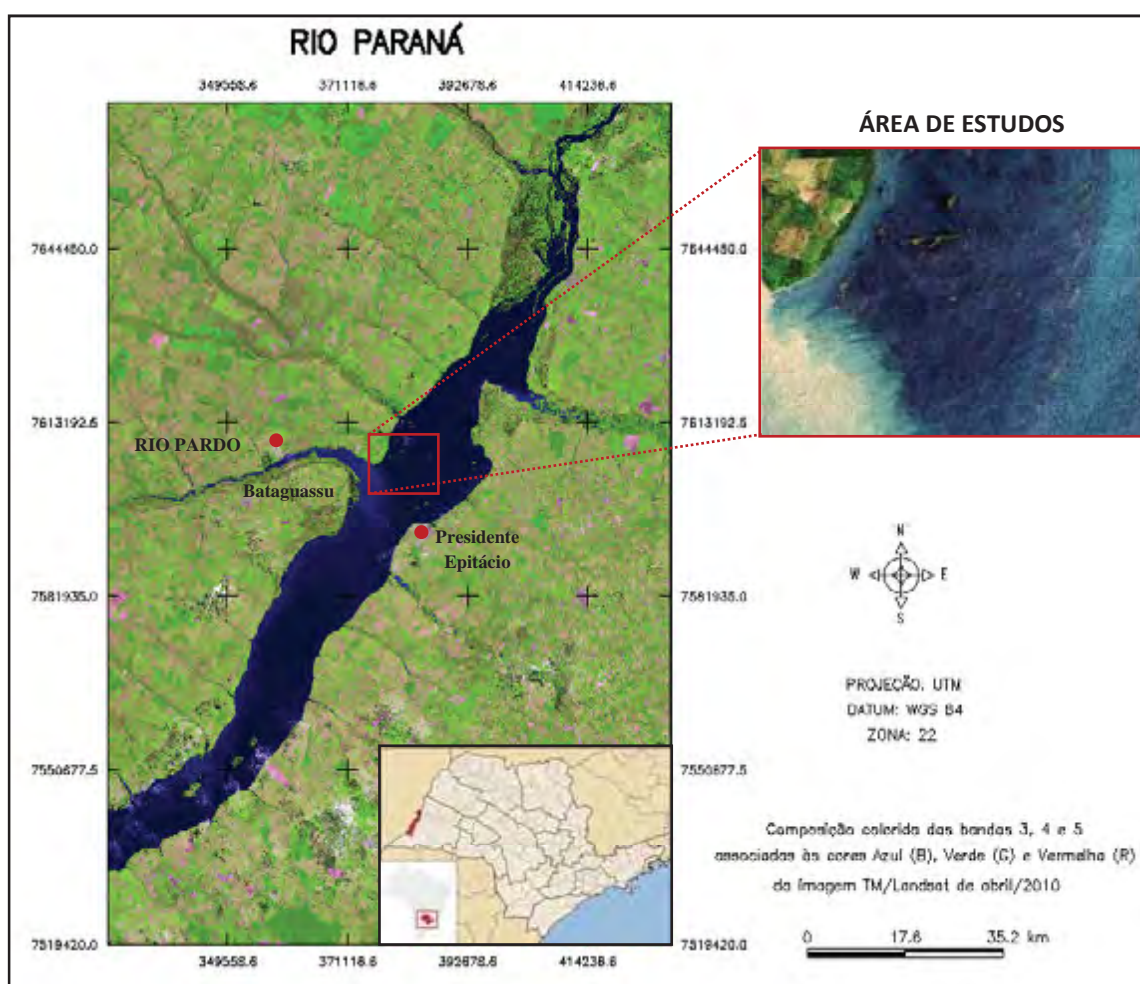
Como pode ser visto em destaque na Figura 23, a vegetação original não foi retirada antes do enchimento do reservatório, dando origem aos paliteiros, que acabam por inviabilizar a realização dos levantamentos, como será mostrado no decorrer do trabalho.



**Figura 23** - Composição colorida 345-BGR da imagem TM/Landsat do Rio Paraná antes do enchimento do reservatório de Porto Primavera (a), reservatório antes de finalizar o enchimento (b) e quase dois meses após o término do enchimento (c).

### 5.1.1 Área de estudos

Para o desenvolvimento do presente trabalho, uma pequena região dentro do reservatório de Porto Primavera foi definida como área de estudos, como pode ser verificada na Figura 24. A Figura mostra a localização do Reservatório de Porto Primavera no Estado de São Paulo, os municípios mais próximos, o rio Pardo e em detalhe no lado direito superior, a área de estudos.



**Figura 24** – Localização do Reservatório de Porto Primavera no Estado de São Paulo, composição colorida 345-BGR da imagem TM/Landsat mostrando o reservatório e uma composição colorida 235 – BGR da imagem de alta resolução World View-2 detalhando a área de estudos.

A Figura 24 mostra a área de estudos, a qual está localizada próxima à margem direita e à região da foz do Rio Pardo, local esse, que define tons muito claros, devido ao fato de haver maior concentração de sedimentos em suspensão, o que o torna mais turbido que o Rio Paraná (Tabela 5). Já a região representada em azul mais escuro (Figura 24) refere-se à área que foi inundada sem a retirada da vegetação original e possui uma grande quantidade de “paliteiros” (troncos submersos), os quais prejudicam a navegação em grande parte da área, pelo fato do sensor ecobatimétrico estar posicionado a 0,5 m de profundidade. É nesta região também, que são encontrados os grandes bancos de macrófitas aquáticas submersas.

Como na região Sudeste e Sul do Brasil, o Rio Paraná é um dos principais corpos d’água, de importância ecológica e econômica, o Alto curso do Rio Paraná tem sido intensamente estudado, tanto no trecho de intensa atividade antrópica (decorrente, em grande parte da construção de usinas hidrelétricas), quanto na sua extensão preservada (entre os reservatórios de Porto Primavera-SP e Itaipu-PR). Por essas razões, pelo fato de haver crescimento maciço de macrófitas aquáticas submersas no reservatório e pela proximidade à Presidente Prudente, o reservatório de Porto Primavera foi definido como área de estudos do presente trabalho.

### **5.1.2 Caracterização limnológica básica da área de estudos**

A fim de caracterizar a água da área de estudos, algumas variáveis limnológicas foram adquiridas durante o levantamento ecobatimétrico. A distribuição dos pontos de amostragem foi baseada nos transectos definidos em cada um dos diferentes levantamentos realizados. Desta maneira, ao longo dos transectos foram realizadas as medidas, sempre que identificados pontos com diferentes características na cor da água e no comportamento da vegetação submersa presente.

Foram adquiridas as seguintes variáveis limnológicas: oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água, transparência da água, potencial hidrogeniônico (pH) e turbidez. A transparência da água foi medida através da profundidade do disco de Secchi, sendo realizada sempre pelo mesmo observador.

Para o posicionamento dos pontos medidos “in situ”, o horário da aquisição foi anotado e a partir desse buscou-se nos arquivos registrados pelo ecobatímetro a posição. Importante ressaltar que no momento da coleta o barco estava parado, o que foi possível a partir da utilização de uma poita.

Nos levantamentos realizados em abril de 2010 (exploratório) e janeiro de 2011 foram adquiridas as variáveis limnológicas: oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água, transparência da água, potencial hidrogeniônico (pH) e turbidez (Tabelas 2 e 5, respectivamente). Já no levantamento de novembro de 2010, o oxigênio dissolvido não foi coletado e a temperatura e o pH foram medidas somente no início de cada levantamento, pois essas foram utilizadas para configurar o ecobatímetro. Desta maneira, no levantamento realizado em novembro de 2010, somente a turbidez e a transparência da água foram adquiridas para os pontos amostrados (Tabelas 3 e 4).

A Figura 25 mostra a localização dos pontos amostrados nos levantamentos de abril de 2010 (vermelho), de novembro de 2010 (azul e cor de rosa) e de janeiro de 2011 (amarelo).

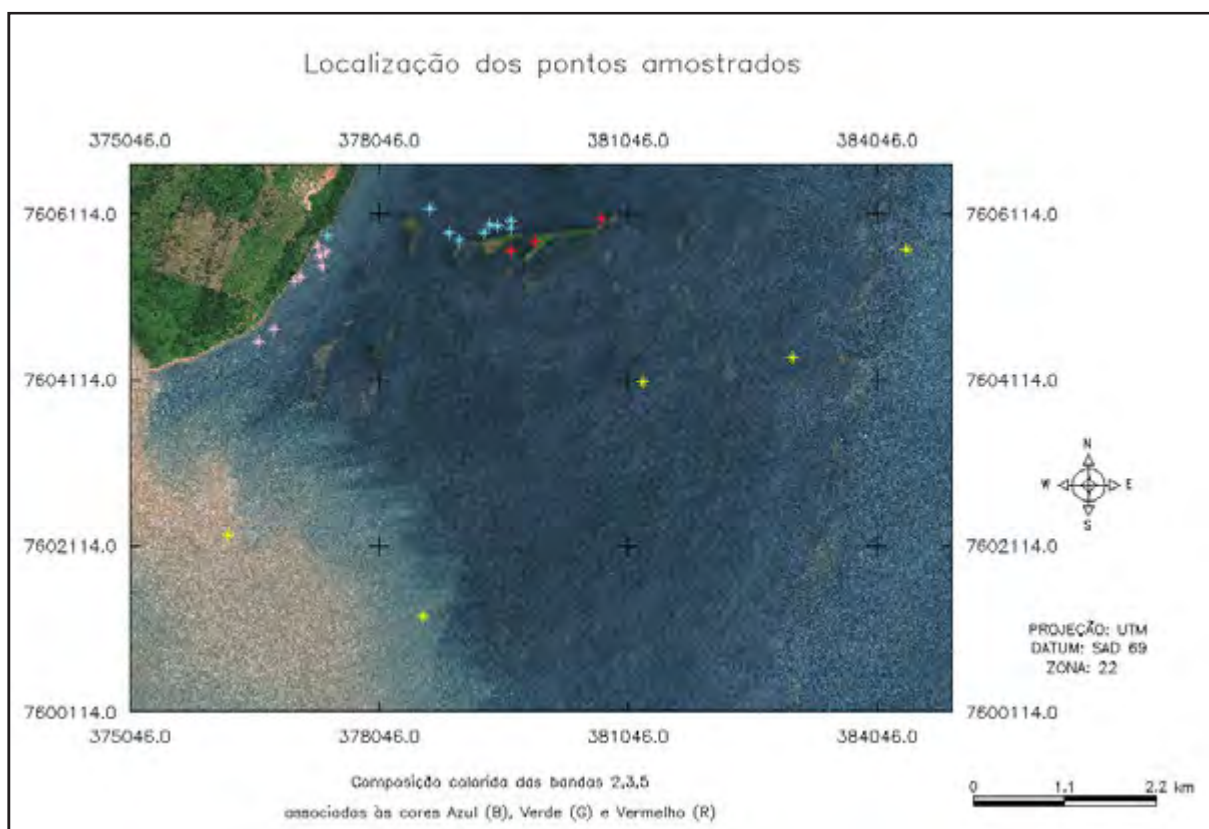


Figura 25 – Localização dos pontos amostrados



As Tabelas de 2 a 5 apresentadas a seguir mostram as variáveis limnológicas medidas em cada um dos levantamentos de campo realizados.

**Tabela 2** – Dados limnológicos do dia 13 de abril de 2010

<b>Dia 13 de abril de 2010</b>		
Variáveis	Média	Desvio Padrão
Turbidez	16,50	0,26
Temperatura	27,23	0,76
Secchi	2,09	0,35
OD	9,17	0,29
pH	8,21	0,41

**Tabela 3** – Dados limnológicos do dia 27 de novembro de 2010

<b>Dia 27 de novembro de 2010</b>		
Variáveis	Média	Desvio Padrão
Turbidez	3,70	1,40
Secchi	2,30	0,16

**Tabela 4** – Dados limnológicos do dia 28 de novembro de 2010

<b>Dia 28 de novembro de 2010</b>		
Variáveis	Média	Desvio Padrão
Turbidez	11,03	0,42
Secchi	2,13	0,83

**Tabela 5** – Dados limnológicos dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011

<b>Dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011</b>		
Variáveis	Média	Desvio Padrão
Turbidez	12,86	11,02
Temperatura	31,70	1,31
Secchi	2,49	0,98
OD	8,00	1,17
pH	7,64	0,43

A partir das Tabelas acima percebe-se que, com exceção da turbidez, não há grande variação nas características limnológicas nos elementos amostrais, mesmo

considerando a defasagem temporal e as diferentes localizações dos elementos amostrais em cada coleta.

Das variáveis medidas, a turbidez foi a variável que mais apresentou variação. Os pontos que apresentaram maior variação foram os pontos coletados em janeiro de 2011 (amarelo), isso se deve à distribuição espacial deles (Figura 25), pois, dois dos cinco pontos coletados em janeiro, dois se encontram no Rio Pardo, onde a turbidez chega a atingir valores em torno de 31 NTU, o qual é considerado baixo segundo a resolução CONAMA nº 357/05, para águas de classe II. Porém, no que se refere à atenuação do fluxo radiante, esses valores são consideráveis.

## 5.2 Instrumentos sensores

Os levantamentos “in situ”, realizados para aquisição de dados espectrorradiométricos, ecobatimétricos e limnológicos foram todos georreferenciados. O posicionamento das amostras no corpo d’água foi feito em tempo real, utilizando um GPS SPS361 integrado ao ecobatímetro, que recebe correções do tipo *OmniSTAR VBS*.

*OmniSTAR* é um dos métodos de posicionamento em tempo real, que possuem a disponibilidade instantânea de dados precisos. Consiste em um serviço de abrangência global para o fornecimento de dados de correção GPS via satélites em tempo real. Este serviço conta com uma rede de mais de 70 estações distribuídas sobre o globo terrestre. São três categorias de serviços disponibilizados: VBS, com precisão sub-métrica; HP, com precisão na ordem de 10- 15 cm e; XP, que fornece dados com qualidade melhor que 10 cm de precisão. Maiores detalhes podem ser obtidos no website do serviço (<http://www.omnistar.com/>).

Os dados espectrorradiométricos e limnológicos também utilizaram as coordenadas georreferenciadas adquiridas pelo GPS acoplado ao ecobatímetro pois estes dados, quando processados, geram arquivos texto com a posição de cada pontos e demais informações. Dessa maneira, no momento da aquisição das medidas limnológicas e espectrorradiométricas, o horário do computador foi anotado e a posição foi extraída para

esse horário, a fim de manter a qualidade de posicionamento para todos os dados adquiridos.

### **Espectrorradiômetro FieldSpec®UV/VNIR**

A fim de conhecer o comportamento espectral das águas do reservatório e de verificar a possibilidade de detecção de macrófitas aquáticas submersas foi utilizado o espectrorradiômetro. Pois de acordo com Malhtus e George (1997), é possível perceber diferenças entre o espectro da água coletados em locais com presença e ausência de macrófitas submersas, podendo assim, realizar uma comparação entre os espectros medidos.

Com base nisso, no presente trabalho foram adquiridas curvas de reflectância de elementos amostrais utilizando o espectrorradiômetro FieldSpec®UV/VNIR (Analytical Spectral Devices, Inc.), que opera em 512 canais no intervalo espectral de 325 – 1075 nm com uma resolução espectral média de 1,6 nm. O sinal coletado pelo equipamento é quantizado em 16 bits (ASD Inc., 2002).

### **Equipamentos de análise limnológicas**

Os instrumentos utilizados para aquisição de variáveis limnológicas nos transectos realizados utilizando o ecobatímetro foram: pHmetro, oxímetro, turbidímetro e disco de Secchi.

### **Sensores imageadores orbitais multiespectrais**

Para a realização desta pesquisa inicialmente foram utilizadas imagens multiespectrais orbitais de média resolução espacial obtidas pelo sensor Thematic Mapper (TM) do satélite Landsat, com resolução espacial de 30 metros, abrangendo a área de

influência do reservatório de Porto Primavera. Esses dados multiespectrais foram obtidos diretamente do “site” do INPE ([www.dpi.inpe.br/catalogo](http://www.dpi.inpe.br/catalogo)) e serviram para avaliação preliminar das variações espectrais associadas à presença de macrófitas aquáticas submersas e para a setorização do reservatório, a fim de definir um esquema de amostragem (transectos) para o levantamento ecobatimétrico nas regiões infestadas por macrófitas aquáticas submersas, bem como a época do ano mais adequada para realizar as medidas. Por fim, subsidiaram a identificação da área de estudos para programação da aquisição de uma imagem multiespectral de alta resolução espacial World View-2, a qual foi utilizada com o objetivo de tentar identificar uma ou mais bandas espectrais específicas (comprimento de onda) que apresentem maior correlação com o biovolume das macrófitas.

O satélite World View-2 foi lançado recentemente (08/10/2009) pela empresa Digital Globe dispõe de um com bandas espectrais adicionais em alguns intervalos de comprimentos de onda que podem ser apropriadas para estudos específicos desenvolvidos em ambientes aquáticos. Segundo a empresa, o World View-2 tem o primeiro sensor comercial a fornecer imagens de alta resolução espacial em 8 bandas multiespectrais, sendo considerado um sensor multiespectral diferenciado, já que a inclusão de 4 novas bandas espectrais além das tradicionais, aumenta as possibilidades de uso das cenas do mesmo. O Quadro 1 a seguir apresenta as principais características do sensor.

**Quadro 1**– Características do sensor do satélite World View-2

<b>Lançamento</b>	08/10/2009
<b>Órbita</b>	Heliossíncrona
<b>Altitude</b>	770 km
<b>Resolução Espacial</b>	0,46m no modo pancromático 1,84m no modo multiespectral
<b>Bandas Espectrais</b>	Costal (400 - 450nm) Azul (450 - 510nm) Verde (510 – 580nm) Amarela (585 – 625nm) Vermelha (630 – 690nm) Vermelho Limítrofe (Red-Edge) (705 – 745nm) Infra-vermelho próximo 1 (770 – 895nm) Infra-vermelho próximo 2 (860 – 1040nm)
<b>Resolução Radiométrica</b>	11 bits

Fonte: DigitalGlobe (2010)

As quatro bandas além das tradicionais são: azul costal, amarela, vermelho limítrofe (*red-edge*) e infravermelho próximo 2. Uma breve descrição dessas bandas é feita a seguir (DIGITALGLOBE, 2010).

- **Azul costal** – favorece a identificação, análise de margem, linha de costa e estudos batimétricos; com base na penetração de luz nas camadas de água e é uma banda sensível a mudanças atmosféricas, sendo utilizada para pesquisas e técnicas de ajuste do produto final.
- **Amarela** – utilizada para identificar diferenças sutis na vegetação e solo exposto em alvos específicos; sendo relevante também na identificação de bancos de areia. Auxilia no processamento da cor natural e na correção de nuances para melhor representar imagens à visão humana.
- **Vermelho limítrofe (red-edge)** – auxilia na análise de condições vegetativas de plantas. Oferece informações diretamente relacionadas à saúde vegetal, demonstradas pela produção de clorofila e padrões de crescimento de determinadas algas e plantas.

- **Infravermelho Próximo 2** – análise e composição de índices de vegetação e estudo de biomassa verde.

Além das duas imagens apresentadas anteriormente, foi utilizada também uma imagem MODIS/TERRA a fim de extrair a concentração de vapor d'água necessária para a correção atmosférica realizada pelo ENVI-FLAASH. A imagem utilizada foi tomada pelo sensor a bordo da plataforma TERRA, cujo horário de aquisição foi próximo ao horário da tomada da imagem World View-2. A concentração do vapor d'água foi obtida no produto MOD\_L2, na imagem "water\_vapor".

### **Ecobatímetro/Sonar**

O ecobatímetro é um instrumento de propagação sonora simples e muito utilizado para detectar a profundidade do corpo d'água (batimetria), bem como a presença ou ausência, abundância, distribuição, tamanho e o comportamento de plantas e animais submersos. O sensoriamento hidroacústico (termo geral para o estudo e aplicação do som na água) é capaz de inferir a distância a um objeto, calculada em função da velocidade do som e o tempo que o eco (energia sonora transmitida pelo ecobatímetro é refletida pelo alvo, cuja densidade se diferencia do meio pelo qual o som está viajando) leva para retornar (BIOSONICS INC, 2008).

O ecobatímetro é um instrumento eletrônico que possui um transmissor e um receptor acústico e, quando conectado a um transdutor subaquático, detecta objetos submersos. O transdutor converte o sinal elétrico de um emissor em um pulso acústico, transmite essa energia através da água, recebe os ecos (do alvo na coluna d'água e do fundo) e os converte em sinais elétricos. Quando o pulso acústico encontra um objeto, como um peixe ou o fundo, parte da energia (isto é, um eco) é refletida de volta para o transdutor. A distância do ponto mais alto da manifestação do sinal é proporcional ao tempo de viagem para o pulso viajar do transdutor ao alvo e voltar. Desde que a velocidade na água seja conhecida (em geral 1.500m/s), a distância pode ser calculada a partir do tempo da viagem (LURTON, 2002).

A topografia submarina e a natureza do fundo exercem importante influência sobre o desempenho de um ecobatímetro. A propagação do som e consequentemente, a qualidade de recepção, dependerão da profundidade local, dos sedimentos que cobrem o leito subaquático e do estado da água. Os fundos de lama, por exemplo, refletem muito mal o som, enquanto os fundos de areia absorvem muito pouco a onda sonora, constituindo-se em ótimos elementos de reflexão. A energia acústica emitida por um ecobatímetro chegará ao fundo e nele estará sujeita à absorção e a difusão. Embora atenuada, a energia refletir-se-á no fundo, como eco, retornando à superfície, para refratar-se novamente para baixo (MIGUENS, 2000).

Considerando exclusivamente a eficiência da transmissão, é evidente que, quanto mais baixa a frequência, melhor, pois o coeficiente de absorção também será pequeno. No entanto, às vezes é necessário concentrar a energia acústica em um feixe estreito, que permita uma recepção com maior discriminação, facilitando a obtenção de um contorno subaquático mais definido. Nesse caso, a exigência de direcionalidade favorece o uso de frequências mais altas. O problema é resolvido através de um compromisso, na escolha de frequências mais baixas ou mais altas, de acordo com o uso que se deseja fazer do ecobatímetro e dos resultados que se necessita alcançar (LURTON, 2002).

O Quadro 2 a seguir apresenta as frequências recomendadas para o transdutor de acordo com a aplicação.

**Quadro 2** – Frequências recomendadas para o transdutor

Frequências recomendadas para o transdutor em determinadas aplicações (KHZ)					
Tipo de Levantamento	Batimetria	Zooplâncton	Peixes	Vegetação	Classificação do Fundo
<b>Móvel – Lagos</b>	420	420	420	420	200
	200	200	200	200	120
	120	120	70		70
	70		38		38
<b>Móvel – Marítimo</b>	200	420	200	420*	120
	120	200	120	200	70
	70	120	70		38
	38		38		
<b>Fixo – Lagos</b>	N/A	420	420	N/A	N/A
		200	200		
		120	120		
			70		
<b>Fixo – Marítimo</b>	N/A	420	200	N/A	N/A
		200	120		
		120	70		
		70	38		

\*420kHz e a mais apropriada para aplicações em vegetação

Fonte: BIOSONICS INC (2008)

Para o desenvolvimento deste projeto foi utilizado um ecobatímetro digital e científico modelo DT-X produzido pela empresa BioSonics, o qual pode operar nas frequências de 38, 70, 120, 200, 420, 1000 kHz. Para o presente trabalho, foi utilizada a frequência de 200 kHz. Este sistema, em caso de levantamento cinemático, pode ser configurado em uma embarcação de qualquer tamanho e em profundidades rasas (1 metro) e quando os transectos são feitos sobre o alvo em estudo, o ecobatímetro automaticamente registra a profundidade, a altura média da planta e a porcentagem de cobertura vegetal. Os dados coletados são georreferenciados pois o sistema trabalha com um GPS integrado, aumentando assim a confiabilidade e acurácia do levantamento, em virtude da alta precisão posicional do GPS (BIOSONICS INC., 2008).

Os arquivos gerados pelo ecobatímetro podem ser processados para diferentes necessidades usando *softwares* específicos. No caso de contagem de peixes e plâncton, distribuição, densidade e potência do alvo, utiliza-se o software “Visual Analyzer”, no caso de levantamento de vegetação aquática submersa, os dados são processados a partir do *software* “EcoSAV” e para classificação do fundo e batimetria, utiliza-se o *software* “VBT (BIOSONICS INC., 2008).



### 5.3 Delineamento geral da pesquisa

Considerando o aspecto inicial da pesquisa de buscar intervalos espectrais, na região óptica do espectro, que tenha correlação com o biovolume de plantas submersas, estimada a partir de um sistema sonar, a proposta metodológica inicial previa a utilização de uma imagem hiperespectral Hyperion, na tentativa de trabalhar com bandas espectrais suficientemente estreitas para detectar feições de absorção e reflexão relacionados com plantas submersas. Com as imagens desse sensor hiperespectral, que adquire imagens em 242 bandas com resolução espectral de 10 nm, previa-se a possibilidade de detecção desses alvos submersos, mesmo com resolução espacial da imagem de 30 m.

Após a aquisição do instrumento sonar no início do segundo semestre de 2009, foram feitas várias tentativas de programar a aquisição de uma cena hiperespectral do sensor Hyperion junto ao USGS (United States Geological Survey), mas a aquisição não houve sucesso. A princípio, acreditou-se que a justificativa fosse a alta precipitação pluviométrica ocorrida no período de crescimento de macrófitas, entre outubro a março (Figura 22), porém o fato é que o sensor deixou de operar no ano de 2009.

Com o lançamento do satélite multiespectral World View-2, de alta resolução espacial e bandas espectrais localizadas em intervalos espectrais mais estratégicos (luz amarela e vermelho limítrofe), optou-se por avaliar esse tipo de imagem orbital na detecção de plantas submersas. Assim, concebeu-se uma metodologia baseada na integração de sensores que possibilitou estimar o biovolume das plantas submersas e verificar a correlação entre o volume estimado e as variações espectrais no espaço, registradas em bandas específicas da imagem multiespectral World View-2. Outra etapa da metodologia foi a análise das curvas espectrais, juntamente com as variáveis limnológicas adquiridas, a fim de verificar em qual intervalo espectral as feições de vegetação aquática submersas estavam presentes, para em um segundo momento integrar as curvas no intervalo espectral da imagem e por fim, foi realizada a inferência espacial do biovolume, permitindo assim, o mapeamento deste.

Para que essas etapas fossem realizadas, uma sequência de atividades foi desenvolvida, conforme ilustra o fluxograma da Figura 26.

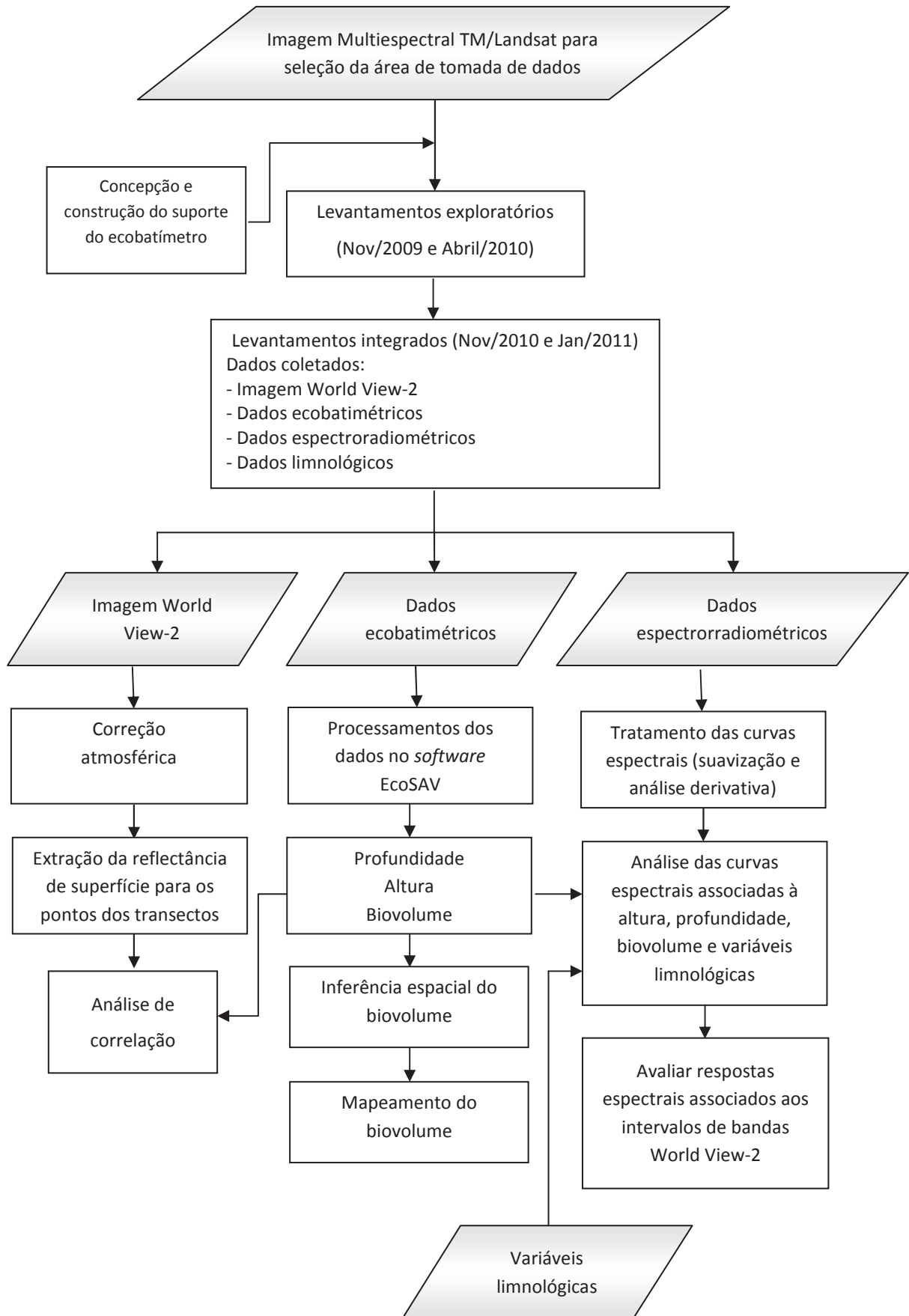
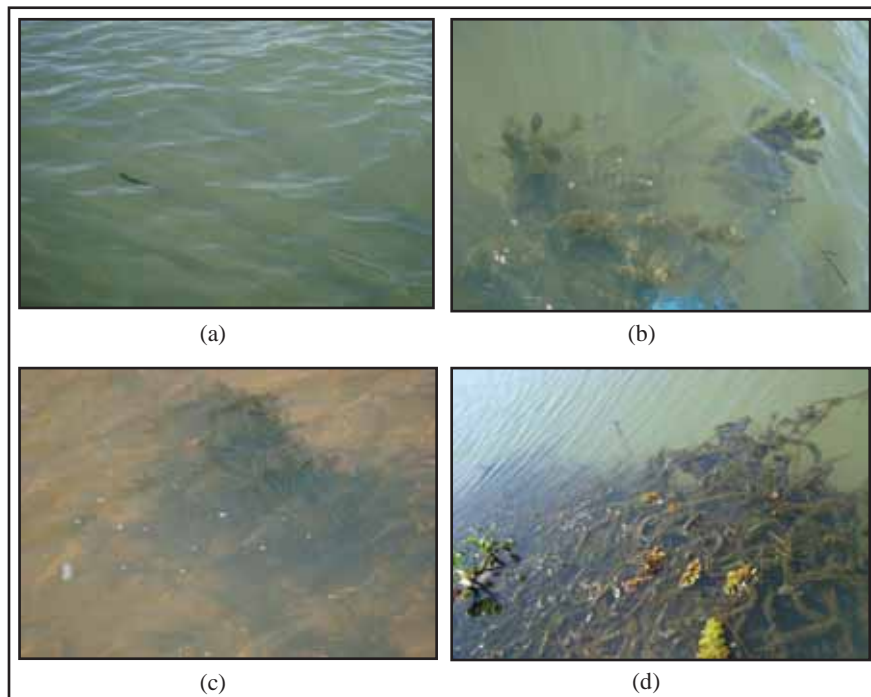


Figura 26 – Fluxograma das atividades desenvolvidas

### 5.3.1 Aquisição e tratamento de dados espectrais

#### 5.3.1.1 Aquisição das medidas espectrorradiométricas

A aquisição das medidas espectrorradiométricas foi feita, sempre que possível, em áreas com características diferentes (Figura 27), a fim de se caracterizar espectralmente a área de estudos. Foram obtidos 25 elementos amostrais durante os três levantamentos realizados. A distribuição Figura 25. Os pontos do levantamento de campo realizado em abril/2010 são apresentados na cor vermelha, os de novembro/2010 na verde e azul e de janeiro/2011 na amarela.



**Figura 27** – Características das áreas de aquisição de medidas espectrorradiométricas: (a) área com macrófitas não visíveis, (b) com macrófitas próximas da superfície, (c) com macrófitas visíveis, mas não tão próximas da superfície e com resposta do fundo e (d) banco de macrófitas flutuando na superfície.

Antes da aquisição de cada elemento amostral foi realizada a calibração do equipamento, utilizando uma placa de referência e um procedimento de otimização, visando

uma melhor acurácia das curvas espectrais obtidas. Para cada elemento amostral foram realizadas 10 replicatas, a fim de se obter uma curva média.

O posicionamento de cada elemento amostral foi obtido dos arquivos de saída do EcoSAV (software de processamento dos dados ecobatimétricos). A partir do horário de aquisição da medida espectrorradiométrica anotado, buscou-se no arquivo de saída a posição registrada para o horário.

Os dados adquiridos foram processados no *software* ViewSpec, a média dos valores espectrais medidos para cada elemento amostral foi calculada e em seguida alguns tratamentos foram aplicados nas curvas espectrais (item 5.3.1.2). Posteriormente essas foram analisadas, a fim de identificar feições de absorção e espalhamento, apresentadas na literatura, relacionadas à presença ou ausência de vegetação aquática submersa e componentes opticamente ativos.

### 5.3.1.2 Tratamento das curvas espectrais

#### Suavização das curvas espectrais

Como os dados espectrorradiométricos foram adquiridos sob condições naturais, estão sujeitos a ruídos aleatórios de diversas naturezas, os quais precisam ser minimizados através da suavização das curvas. Existem vários métodos para suavização de curvas espectrais, neste trabalho foi utilizado o filtro de média móvel, considerado um filtro com bons resultados, de fácil implementação e requer baixo tempo computacional.

Desta maneira, o novo valor para o ponto médio da janela de suavização é determinado pela equação 18 (TSAI e PHILPOT, 1998):

$$\hat{s}(\lambda_j) = \frac{\sum s(\lambda_i)}{n} \quad (18)$$

onde:

$\hat{s}(\lambda_j)$  é o espectro médio, com ruído suavizado;

$s(\lambda_i)$  é o espectro original com ruído;  
 $n$  é número de bandas espectrais; e  
 $j$  é o índice de ponto central do filtro.

Nesse trabalho, efetuou-se a suavização com janela de 7 pontos, visto que filtros de ordem superior podem provocar a remoção de feições espectrais de interesse.

### **Análise derivativa**

Análise Derivativa é uma técnica de espectroscopia com forte consistência teórica para o uso em dados de Sensoriamento Remoto. Isso pelo fato das derivadas de segunda ordem ou de ordens maiores serem relativamente insensíveis a variações de intensidade de iluminação, se causados por mudanças no ângulo solar, cobertura de nuvens, ou pela topografia do local (TSAI; PHILPOT, 1998).

A extração de informações a partir do resultado da aplicação de uma derivada sobre uma curva espectral tem os seguintes objetivos: eliminação de sinais de fundo, para remoção da sobreposição entre feições espectrais e para realçar os componentes de menor intensidade que participam da composição de um espectro (GOODIN et al., 1993).

Ainda segundo Goodin et al. (1993) é possível detectar melhor as feições espectrais associadas à turbidez e à concentração de sedimentos. Nas curvas da primeira derivada, quando a turbidez é alta, em geral, tem-se um alto valor de reflexão em todo o espectro, com uma feição próxima a 720 nm. Este pico, também, está altamente correlacionado com a concentração de sólidos suspensos.

A derivada de uma função, conceitualmente, representa a quantização da taxa de variação de uma determinada variável em relação à outra. No caso de dados espectrais tem-se a representação da taxa de variação da reflectância espectral do alvo em relação à variação do comprimento de onda da energia incidente (DEMETRIADES-SHAH et al., 1990; BARBOSA, 2005).

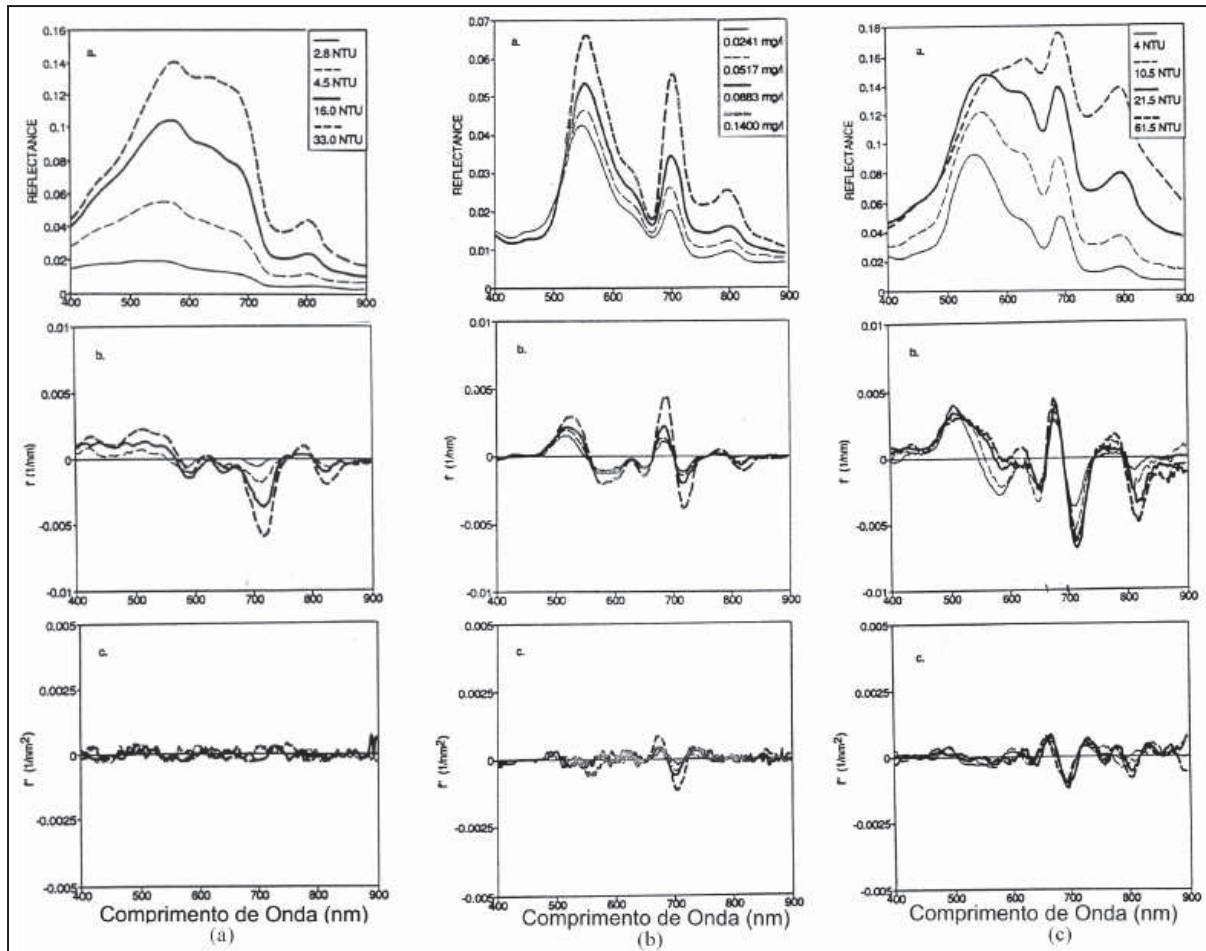
A reflectância espectral na análise derivativa é modelada como um sinal ou função composta, resultante da soma ponderada das reflectâncias de cada um dos componentes opticamente ativos presente na coluna d'água, conforme apresentado na equação 19;

$$R_{\lambda} = p_a r_a + \sum_{i=0}^n p_i r_i \quad (19)$$

onde  $R_{\lambda}$  é a reflectância volumétrica;  $p_a$  é o peso da água pura;  $r_a$  é a reflectância da água pura;  $p_i$  é o peso atribuído ao iésimo componente e  $r_i$  é a reflectância do iésimo componente (BARBOSA, 2005).

Como cada componente opticamente ativo na água possui uma assinatura espectral própria, o sinal composto resultante da integração destas assinaturas, produzirá a assinatura espectral da coluna d'água (BARBOSA, 2005). Essa assinatura pode ser representada como um polinômio de ordem N, sendo que N varia diferentemente para cada componente. Então, pela diferenciação sucessiva da assinatura espectral original, pode-se remover sistematicamente os efeitos dos componentes de menor ordem (GOODIN et al., 1993).

Goodin et al. (1993) testaram a hipótese de que os efeitos de alguns componentes da água podem ser removidos pela primeira derivada e efeitos de turbidez pela segunda, deixando uma curva que consiste de feições associadas à clorofila, utilizando dados de alta resolução espectral coletados sobre ambientes controlados, em tanques experimentais com diferentes concentrações de clorofila e turbidez (NTU) que representou indiretamente sólidos em suspensão. Alguns dos resultados obtidos nesta pesquisa são ilustrados na Figura 28.



**Figura 28** – Curvas de reflectância, de primeira e segunda derivadas para diferentes concentrações de: (a) – Sedimento em suspensão. (b) – Clorofila. (c) Sólidos em suspensão e concentração fixa de clorofila.  
**Fonte:** Goodin et al. (1993)

A Figura 28-a apresenta a curva de ordem zero e as curvas derivadas de primeira e segunda ordens para sólidos em suspensão em quatro diferentes concentrações. A curva de ordem zero mostra o aumento da reflectância da água com o aumento de turbidez e a primeira derivada permite a análise das principais feições de absorção, realçando feições espectrais relacionadas com sólidos em suspensão presentes na água, como em 720 nm.

A Figura 28-b ilustra a curva de ordem zero e as curvas derivadas de primeira e segunda ordens para diferentes concentrações de clorofila, nas quais essa concentração foi sistematicamente reduzida com a adição de água pura. Na primeira derivada apresenta-se um padrão de picos positivos e negativos, em 670 e 750 nm, sendo que o pico negativo ocorre na mesma região do pico negativo da primeira derivada de água

com sólidos em suspensão (Figura 28-a). Essa coincidência indica que a primeira derivada é pouco eficiente para discriminação dos efeitos entre os dois componentes. Já na segunda derivada, o padrão com picos positivos e negativos também aparece, mas os mínimos e máximos ocorrem em locais ligeiramente diferentes e devido à presença da clorofila.

Na Figura 28-c, mostra as curvas de reflectância e das derivadas de primeira e segunda ordens associadas à variação na concentração de sólidos em suspensão e quantidade fixa de clorofila. Em baixas concentrações de sólidos suspensos, o pico da clorofila no verde (550 nm) ainda aparece realçado, ficando mascarado com o aumento significativo na taxa de concentração de sólidos em suspensão. Entretanto, o pico em 710 nm permanece bem definido, assim como a absorção entre 670 e 680 nm. O valor absoluto da primeira derivada apresenta um crescimento sistemático em 720 nm com o aumento da concentração de sólidos em suspensão, como era de se esperar (Figura 28-a). Já na curva da segunda derivada, o valor em torno de 720 nm manteve-se constante para todas as concentrações de sólidos em suspensão. Como a concentração de clorofila foi mantida constante neste experimento, este resultado reforça a hipótese de que os valores de segunda derivada em torno de 720 nm refletem as variações na concentração de clorofila.

Diante do exposto, foi estimada a derivada de primeira ordem dos pontos coletados nos levantamentos de: 13 de abril de 2010, 27 e 28 de novembro de 2010 e 11, 13 e 14 de janeiro de 2011, a partir de uma aproximação utilizando uma operação matemática por diferença finita que representa a taxa de variação da reflectância do alvo em relação à variação do comprimento de onda (Barbosa, 2005). O objetivo de estimar a primeira derivada é eliminar os efeitos referentes à água (Goodin et al., 1993), a fim de buscar as feições características da vegetação aquática submersa não percebidas nas curvas espectrais.

### **Análise de agrupamento**

A Análise de Agrupamento ou Cluster tem como objetivo classificar em grupos os elementos de uma amostra ou população, segundo certo grau de similaridade que



exista entre os elementos em termos das variáveis medidas para cada um deles (MINGOTI, 2005). Os métodos de análise de agrupamento utilizam procedimentos da estatística multivariada, de modo a organizar um grupo de indivíduos, que têm determinadas informações, em grupos homogêneos. Os agrupamentos constituem meios informais de verificar a dimensionalidade, identificar *outliers* e sugerir hipóteses referentes a determinadas relações entre variáveis (JOHNSON e WICHERN, 2007).

Verificados os diferentes padrões de curvas espectrais dos ambientes, foi aplicada uma análise de agrupamento ou *clustering* sobre os dados de reflectância dos pontos amostrados, permitindo a definição de classes de curvas. Para definição dos agrupamentos foi adotado o método da ligação simples (distância mínima ou vizinho mais próximo) que calcula a similaridade entre os dados, a partir da distância euclidiana.

### **5.3.2 Aquisição e processamento dos dados hidroacústicos**

#### **5.3.2.1 Levantamento ecobatimétrico**

Para viabilizar o levantamento ecobatimétrico, um procedimento operacional teve que ser definido. O primeiro passo foi a definição de uma plataforma fluvial que permitisse a integração do ecobatímetro com o GPS e que utilizasse um barco de fácil operação.

O suporte para o ecobatímetro foi construído com barras de ferro e foi baseado no protótipo de Coelho (2008), o qual é de fácil construção, transporte, montagem não ocupando espaço no barco. A Figura 29 mostra um esboço do suporte construído, com a localização dos principais equipamentos necessários ao levantamento ecobatimétrico e a Figura 30 apresenta o suporte depois de pronto e instalado em um barco (cedido gentilmente pela Polícia Ambiental de Presidente Prudente).

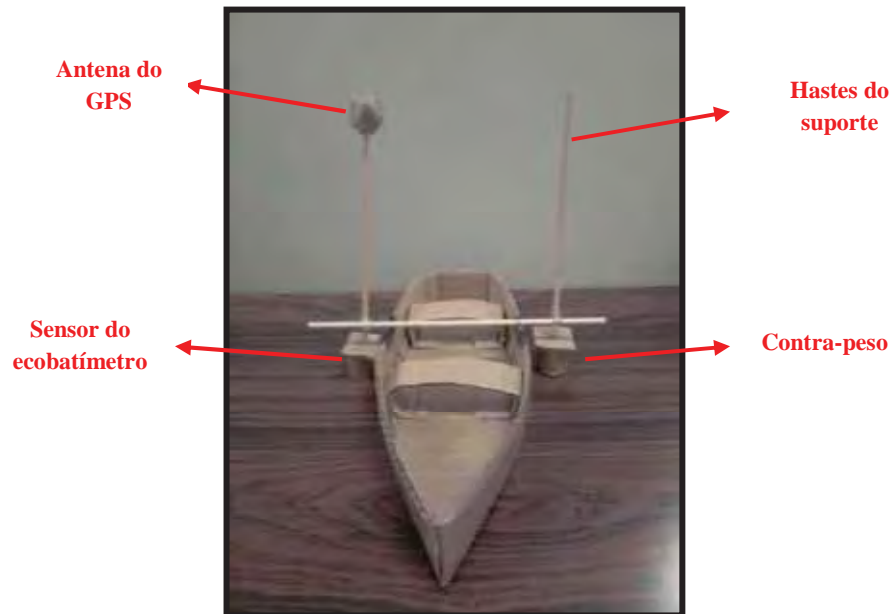


Figura 29 – Maquete mostrando o suporte do ecobatímetro



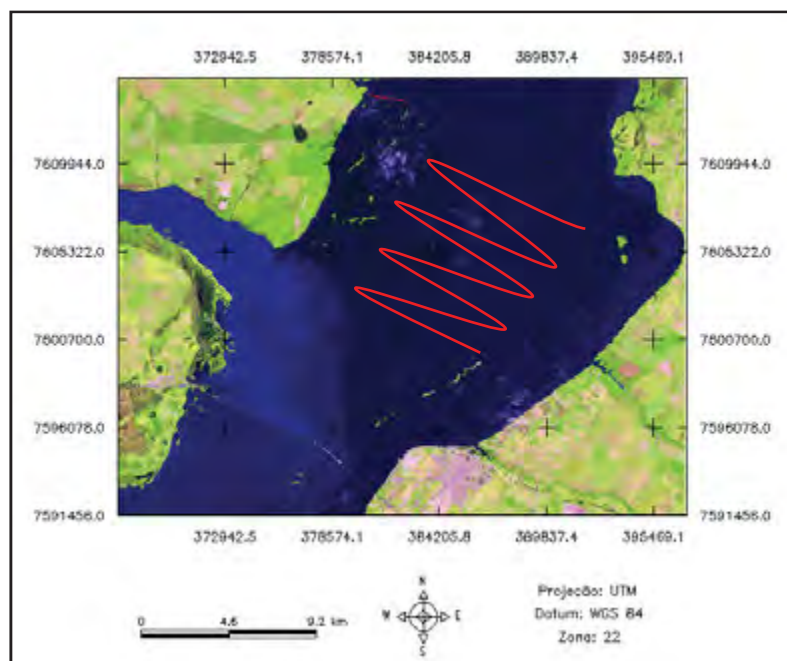
Figura 30 – Suporte do ecobatímetro

A fim de orientar a realização do levantamento de campo ecobatimétrico simultâneo à aquisição da imagem orbital, dois levantamentos exploratórios foram

realizados, para assim, definir a área de estudos adequada, com relação à dimensão, localização e navegabilidade (devido ao fato do sensor ecobatimétrico ser posicionado abaixo da superfície da água).

O primeiro levantamento foi realizado nos dias 28 e 29 de novembro de 2009, com o auxílio de oficiais da Delegacia Fluvial de Presidente Epitácio - SP, o que viabilizou a utilização de uma embarcação da Marinha e disponibilizou oficiais para conduzirem a embarcação e navegar em um trecho do rio perigoso, devido à ocorrência de paliteiros que são encontrados em grande parte da área de interesse.

O levantamento do dia 28/11/2009 foi realizado utilizando uma embarcação de maior porte na qual foi adaptado o suporte do ecobatímetro. Porém, durante a tentativa de realização dos transectos, verificou-se que os transectos planejados (Figura 31) não podiam ser feitos com esse tipo de embarcação. Devido à precariedade da navegação na área escolhida pela grande quantidade de troncos submersos, ocorreu um forte choque com a embarcação comprometendo o suporte do ecobatímetro, finalizando o campo neste dia.



**Figura 31** – Composição colorida 345-BGR da imagem TM/Landsat de 14 de abril de 2010, com o transecto planejado.

Já no dia 29/11/2009, o levantamento foi realizado com um bote, também da Delegacia Fluvial, o que facilitou a navegação, já que a maior parte da área é constituída

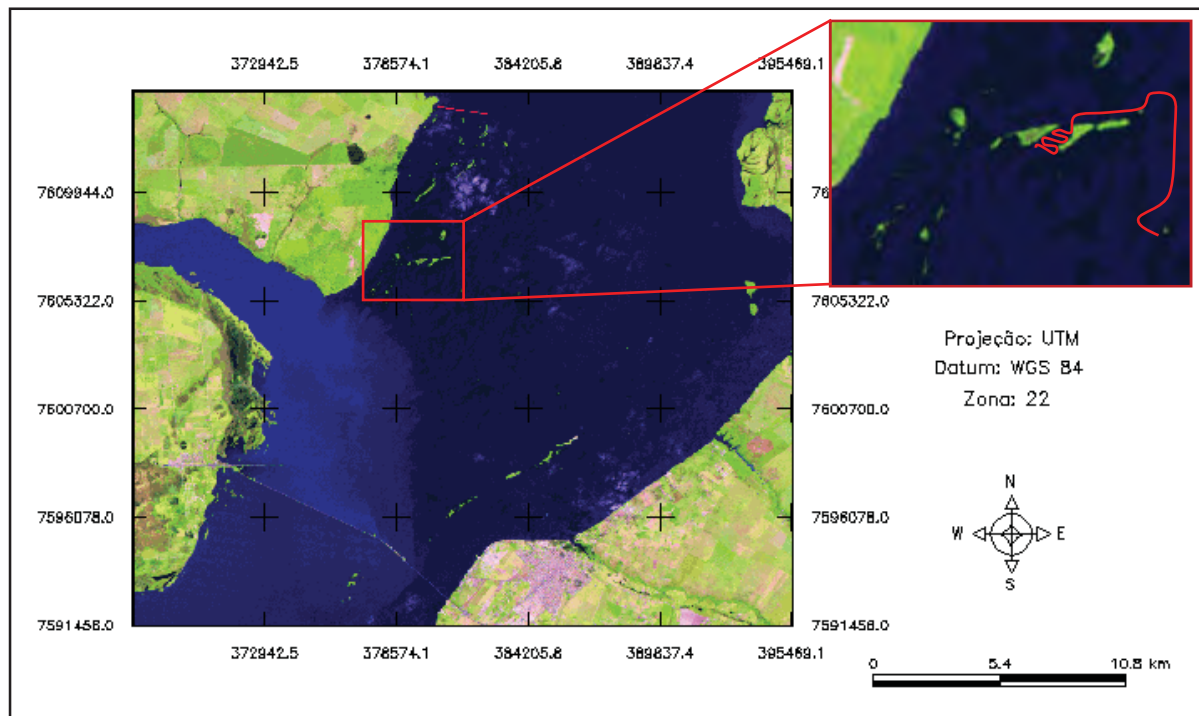
por paliteiros (Figura 32). Porém, como na maior parte da área esses troncos estão totalmente submersos e o sensor fica submerso a 0,5m da superfície não foi possível planejar os transectos de amostragem e a navegação foi guiada por um oficial, nas áreas onde era sabido encontrar macrófitas aquáticas submersas.



**Figura 32** – Área com paliteiros na área de estudos

Com base nesse levantamento de campo e em imagens TM/Landsat, uma pequena área dentro desta (Figura 31) foi definida.

O segundo levantamento exploratório foi realizado nos dias 13 e 14 de abril do ano de 2010 e teve como objetivo verificar pequenas áreas infestadas por plantas aquáticas submersas e a navegabilidade. A Figura 33 a seguir, mostra a localização das áreas levantadas e os transectos realizados, os quais não definiram um padrão de zig-zag e com distâncias proporcionais à área de interesse, como proposto no campo anterior (Figura 31). Estes foram realizados de acordo a navegabilidade encontrada.



**Figura 33** – Transectos mostrando a localização da área levantada, sobreposto a uma composição colorida da imagem TM/Landsat de 14 de abril de 2010.

Com a área definida e a aquisição da imagem multiespectral programada, o levantamento integrado foi realizado. Este ocorreu nos dias 27 e 28 de novembro de 2010, pois uma das prováveis datas para aquisição da imagem World View-2 era dia 27 de novembro. Foram adquiridas medidas espectrorradiométricas, ecobatimétricas e limnológicas neste levantamento.

É importante esclarecer, que como seria realizado o levantamento dos dados simultâneo à tomada da imagem de alta resolução, havia necessidade de condições meteorológicas favoráveis. Isto em função tanto das medidas espectrorradiométricas quanto da aquisição da imagem, pois, para haver o imageamento da área, no caso da imagem World View-2 é necessária uma cobertura de nuvens inferior a 20% (DIGITALGLOBE, 2010).

Com relação às medidas espectrorradiométricas, a luz solar incidente e as características da superfície da água controlam o campo de luz submerso, e, desse modo, o grau com que as medidas espectrais representam as propriedades ópticas do corpo d'água. Nesse sentido, as condições meteorológicas influenciam diretamente na tomada dos espectros em campo e, portanto, na qualidade das informações espectrais. Como as

condições eram favoráveis (Figura 34), o levantamento de campo foi realizado na data prevista, porém, a imagem não foi adquirida.



**Figura 34** – Foto mostrando condições climáticas favoráveis no dia 27/11/201

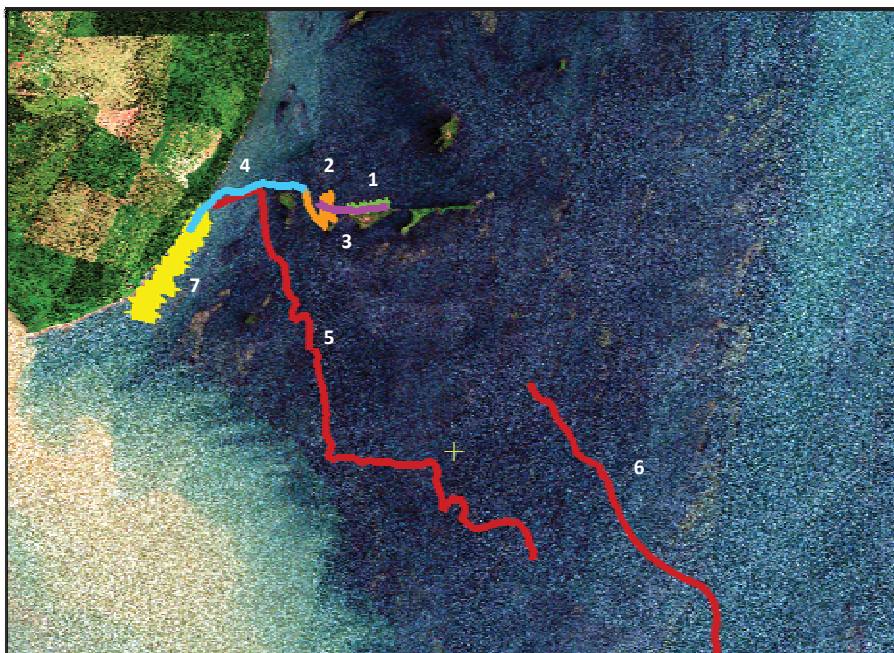
A distribuição dos transectos neste levantamento foi feita com base nos outros dois trabalhos de campo realizados (Nov/2009 e Abril/2010), buscando-se amostrar as áreas que possuíam macrófitas e com navegabilidade segura.

Nas áreas amostradas em abril de 2010 (Figura 33), o levantamento não pôde ser realizado, pois o nível da água estava mais baixo, deixando os paliteiros próximos à superfície (Figura 35), podendo assim, colidir mais facilmente com o sensor submerso. Sendo assim, definiram-se áreas próximas às anteriores e outra localizada junto à margem direita do rio, conforme indicado na Figura 36. Nessa figura são mostrados os transectos realizados nos dias 27 e 28/novembro/2010, numerados de 1 a 7. Sendo que os transectos de 1, 2 3, 4 e 6 foram adquiridos no dia 27 e os transectos 5 e 7 no dia 28 de novembro.

A imagem à qual os transectos foram sobrepostos, refere-se à uma composição colorida (bandas 235-BGR) da imagem de alta resolução World View-2, a qual foi adquirida no dia 30 de dezembro de 2010 e não no dia 27/novembro/2010, como fora programado e informado inicialmente pela Digital Globe.



**Figura 35** – Ocorrência de paliteiros (troncos submersos e semi-submersos) em novembro de 2010



**Figura 36** – Imagem de alta resolução World View -2 com os transectos realizados nos dias 27 e 28/novembro/2010 sobrepostos

Como a aquisição da imagem não foi simultânea ao levantamento de campo realizou-se uma quarta campanha nos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011, a fim de se dispor de dados tomados em uma data mais próxima à aquisição da imagem.

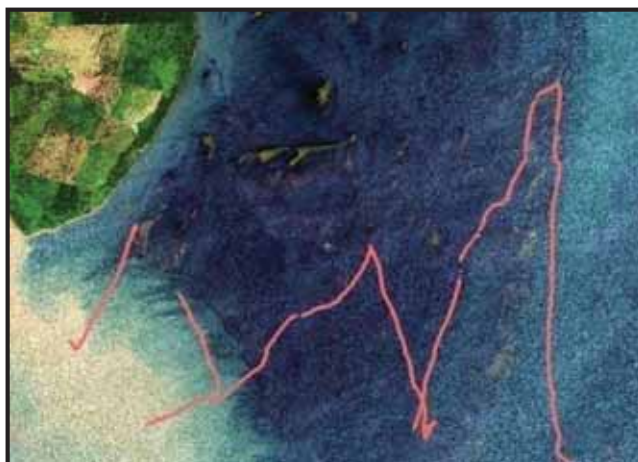
O fato da imagem World View-2 ter sido tomada no dia 30 de dezembro de 2010, gerou uma defasagem com os levantamentos de campos de 31 dias em relação ao

levantamento realizado em novembro de 2010 e de 11 dias para o levantamento dos dias 11, 13 e 14 de janeiro, o que prejudica as análises a serem realizadas, pois para que a inferência correta do biovolume a partir da imagem seja realizada, é desejável que haja o máximo de correspondência temporal nas coletas realizadas em nível terrestre e orbital.

A imagem World View-2 foi adquirida no nível de processamento 2A, que implica em uma imagem com nível básico de correção radiométrica incluindo correções de erros inerentes aos sensores e relacionando-a a um sistema de referência (DIGITALGLOBE, 2010).

Nesta última campanha, não foram realizados transectos em áreas específicas, o objetivo era fazer transectos mais longos, que caracterizassem toda a cena World View-2. O tamanho da cena adquirida foi de 90 km<sup>2</sup>, suficiente para viabilizar a realização de um levantamento ecobatímetro mais denso na área durante os dias de trabalho de campo. Porém, o fato de se tratar de uma área alagada sem retirada da vegetação, a tomada de medidas com o instrumento sonar ficou prejudicada, não permitindo que os transectos fossem realizados da forma sistemática na extensão da imagem.

A Figura 37 apresenta os transectos realizados e é possível perceber a ausência de transectos na região superior da imagem, em razão da ocorrência de paliteiros.



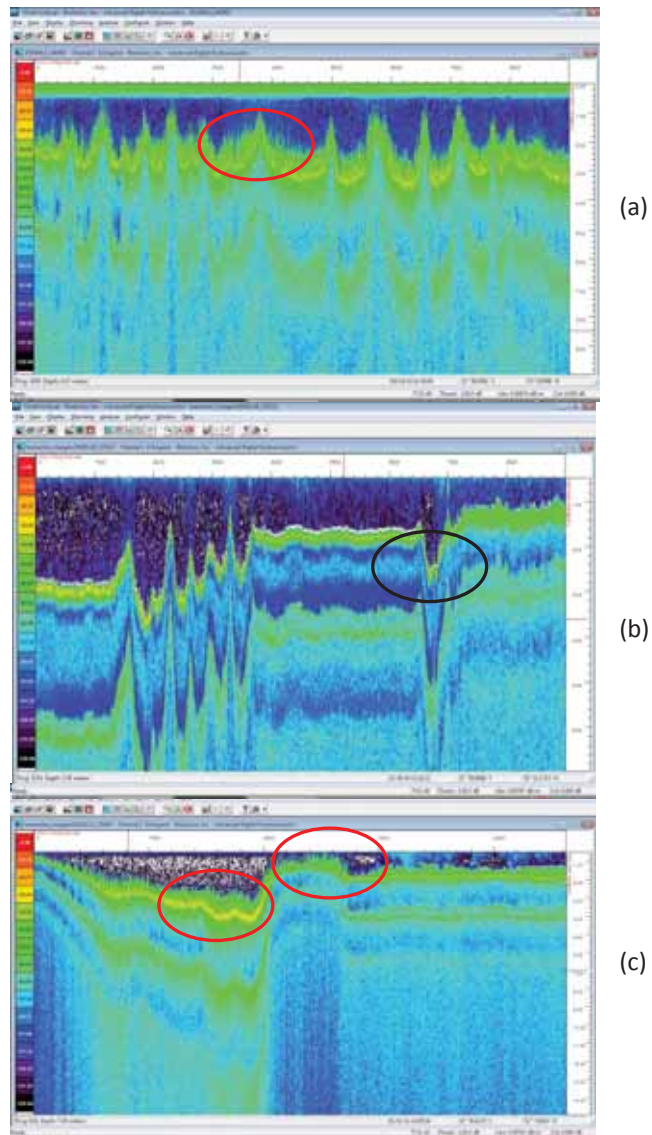
**Figura 37** – Composição colorida 235 – BGR da imagem de alta resolução World View-2 e transectos realizados nos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011

A seguir, são descritas com maior detalhamento, as etapas do levantamento de campo.



Como mostrado anteriormente na Figura 30 o transdutor do ecobatímetro foi posicionado verticalmente a uma profundidade de 0,5 m em uma das laterais do barco e na extremidade da mesma haste foi colocada a antena do GPS SPS361 da Trimble, que é capaz de gerar e enviar - via protocolo NMEA - as coordenadas geográficas pós-processadas “in situ”, com precisão submétrica através da assinatura do serviço de satélite (OmniSTAR Inc.), juntamente com as profundidades a elas associadas.

Os dados obtidos pelo ecobatímetro são visualizados em tempo real e armazenados em arquivos individuais para cada transecto, em um notebook conectado ao ecobatímetro através da porta ethernet. O sistema é controlado, a partir do Visual Acquisition (*software* de aquisição dos dados da BioSonics Inc.). Este mostra um ecograma que descreve o relevo submerso em tempo real e a presença ou ausência de macrófitas aquáticas submersas. A Figura 38 a seguir apresenta três ecogramas, onde o (a) e o (c) mostram áreas rasas e com vegetação aquática submersa, o (b) mostra uma região com maior profundidade e sem vegetação submersa, e o (c) permite a visualização do fundo da área levantada, na cor amarela.



**Figura 38** – Ecogramas representando alguns transectos

Como, a partir do ecobatímetro, é possível localizar tanto macrófitas aquáticas submersas como peixes, para cada aplicação é necessária uma configuração adequada. Nesse caso, o aplicativo Visual Acquisition foi configurado para a detecção de macrófitas aquáticas submersas, utilizando os valores recomendados por Sabol (2003) e mostrados no Quadro 3.

**Quadro 3** – Configuração utilizada para detecção de plantas submersas

PARÂMETROS		VALORES E CONFIGURAÇÕES
Receptor	Modo de operação	Feixe simples
Parâmetros de coleta de dados	Profundidade mínima	0 m
	Profundidade máxima	50% maior que a máxima profundidade
	Valor limiar	-130db
	Modo limiar	Quadrático
Parâmetros ambientais	Temperatura Profundidade pH salinidade	Valores importantes para calcular a velocidade do som e absorção. O uso de valores exatos para águas rasas não é crítico.
Opções de armazenamento de dados	Criação automática do arquivo de dados	Por tempo, 30 minutos
	Nome do arquivo	Nome é gerado com o horário do início de cada coleta (a cada 30 minutos)
Controle do pulso	Taxa de emissão	5pps ( <i>pings</i> por segundo)
	Duração do pulso	0,1ms
Modo Acústico	Modo	Transmissão ativa

Fonte: Sabol (2003).

Os transectos realizados também foram armazenados em um GPS de navegação modelo Etrex da Garmin, o que auxiliou na orientação geral do levantamento e no controle da velocidade do barco, a qual foi mantida a aproximadamente 7 km/h, conforme recomendação do fabricante do ecobatímetro.

A Figura 39 apresentada na sequência mostra o barco carregado com todos os equipamentos utilizados no levantamento: ecobatímetro, espectrorradiômetro, receptores GPS e equipamentos para coleta de variáveis limnológicas.

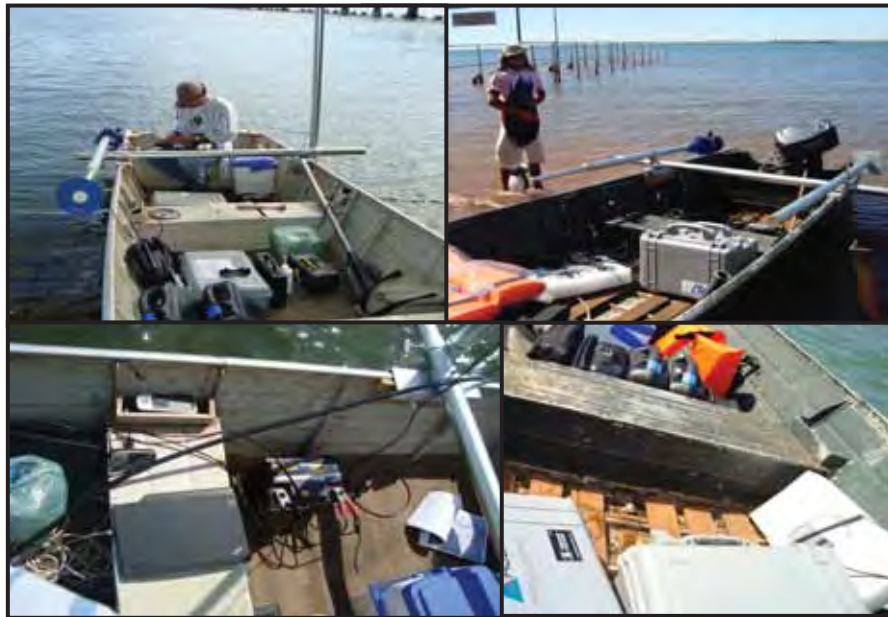
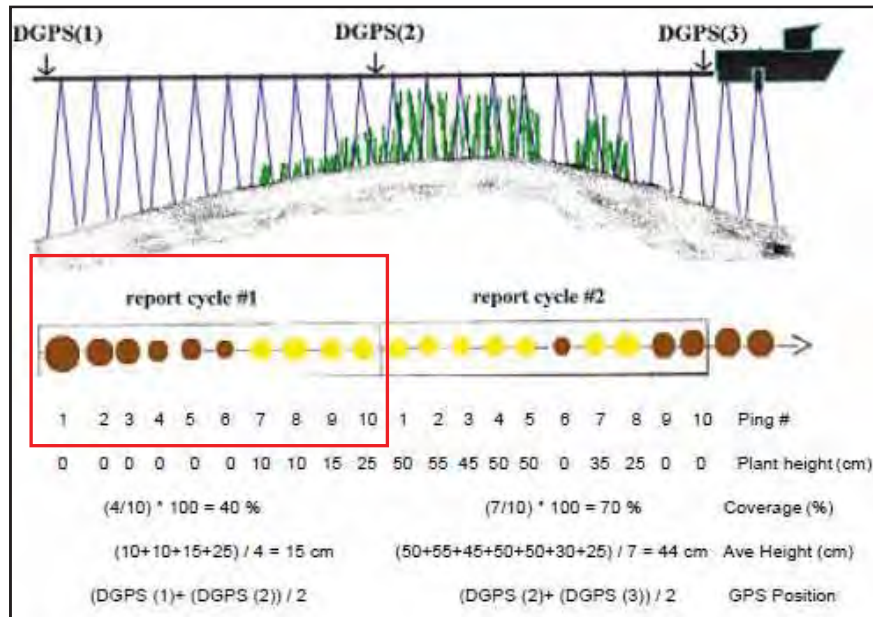


Figura 39 – Equipamentos utilizados no levantamento “in situ”

### 5.3.2.2 Processamento dos dados ecobatimétricos

O software EcoSAV, juntamente com o ecobatímetro DT-X tem sido usado pelos pesquisadores de vegetação aquática submersa para estimar e localizar as numerosas espécies de vegetação aquática submersa tanto em ambientes marítimos quanto em ambientes lacustres. É um software de pós-processamento capaz de adquirir informações a respeito da vegetação aquática submersa (presença ou ausência), de profundidade, altura média das plantas, porcentagem da cobertura vegetal, posição, dia e horário (BIOSONICS INC., 2008).

A Figura 40 mostra uma representação gráfica de como o EcoSAV apresenta os dados para cada *ping* (pulso) do ciclo e, em seguida, como calcula os dados de todo o ciclo. Dois ciclos são apresentados como exemplo.



**Figura 40** – Princípios dos algoritmos de caracterização de plantas do EcoSAV.  
**Fonte:** BioSonics Inc. (2008).

Cada eco mostrado na Figura 40 corresponde a um *ping* único e o conjunto desses 10 *pings* representa um ciclo (destacado em vermelho). As séries de círculos (10 *pings*) apresentados em amarelo e marrom, representam a área amostrada pelo ecobatímetro e as cores indicam como os *pings* foram classificados: com presença de plantas (amarelo) ou ausência de plantas (marrom).

Os dados de porcentagem de cobertura vegetal, altura média e coordenadas fornecidos no relatório são gerados a partir dos cálculos apresentados na Figura 40. A seguir, uma breve descrição desses cálculos é feita.

- A cobertura vegetal é calculada pelo número de *pings* no ciclo que são classificados com presença de planta, dividido pelo número de *pings* de boa qualidade adquiridos.
- A altura média da planta é obtida através da média da altura das plantas para os *pings* classificados como planta.
- As posições são calculadas como o ponto médio entre os dois relatórios DGPS no fim de cada ciclo.

A partir desses parâmetros de saída do EcoSAV (profundidade, altura da planta e porcentagem de cobertura vegetal) obtidos para todos os transectos realizados, uma estimativa do biovolume foi realizada. Essa estimativa é uma métrica que leva em consideração a altura da planta, a profundidade e a porcentagem de cobertura (Schriver et al. 1995; Burks et al. 2001; Valley and Drake, 2007), e é obtida a partir da seguinte equação:

$$\text{Biovolume (\%)} = \frac{\text{Altura da Planta}}{\text{Profundidade}} * (\text{Cobertura}) \quad (20)$$

onde:

*Altura da planta* = a média da altura da planta somente para os *pings* com presença de plantas;

*Profundidade* = o EcoSAV utiliza um algoritmo que assegura que a profundidade declarada inferior não está dentro da cobertura vegetal (BIOSONICS INC, 2008).

*Área de cobertura* = a porcentagem de todos os sinais que informam a presença de plantas.

De posse desses dados (biovolume estimado, profundidade e altura da planta) foi realizada a sobreposição deles à imagem orbital World View-2, com o objetivo de espacializar os transectos. Ao todo foram realizados 10 transectos, os quais foram numerados de 1 a 10, a fim de facilitar as análises posteriores.

A partir dos arquivos referentes a cada transecto, foi possível discriminar as áreas com presença e ausência de plantas. Isto foi possível, a partir da informação de altura da planta, pois quando o valor apresentado é zero, implica em dizer que não há vegetação.

Levando em consideração que, os levantamentos de campo foram realizados em 5 dias na sua totalidade, que duraram em média 6 horas/dia e que a cada 2 minutos um ponto era registrado pelo ecobatímetro, é possível dimensionar a extensão dos arquivos armazenados. Sendo assim, para possibilitar a apresentação desses resultados no presente documento e para auxiliar nas análises posteriores, foi calculada a média e o desvio padrão da profundidade, altura da planta e biovolume estimado (Tabela 10), para cada um dos 10 transectos e em seguida construído um gráfico representando essas informações (Figura 57). É importante ressaltar que nos processamentos realizados e análises não foram utilizadas as médias dos dados e sim todos os pontos adquiridos para cada transecto.

### 5.3.3 Processamento da imagem multiespectral

#### 5.3.3.1 Correção radiométrica e atmosférica

Os processos físicos resultantes da interação entre a atmosfera e a fluxo radiante são denominados espalhamento e absorção. A combinação destes dois efeitos é denominada atenuação atmosférica (NOVO, 2008).

Um dos efeitos da atmosfera sobre as imagens de sensoriamento remoto é a redução do contraste entre os objetos de uma dada cena. A atmosfera também reduz a possibilidade de detecção de pequenos objetos dentro de uma cena, ou de diferenciação entre objetos que apresentem pequenas variações na intensidade de sinal (NOVO, 2008).

A correção dos efeitos atmosféricos é importante em três casos específicos:

- Quando o usuário quer recuperar o valor da grandeza radiométrica medida, ou seja, quando ele deseja conhecer a reflectância, emitância ou retroespalhamento do objeto em estudo, para poder utilizar estes valores em modelos empíricos ou teóricos;
- Quando o usuário precisa utilizar algoritmos que se baseiem em operações aritméticas entre bandas;
- Quando o usuário quer comparar imagens de diferentes datas em termos das propriedades dos objetos da cena.

A correção dos efeitos atmosféricos de forma completa necessita de informações que permitam estimar os processos de espalhamento e absorção pela camada atmosférica nos diferentes comprimentos de onda. Quando esses dados são disponíveis, eles podem ser utilizados para estimar a contribuição atmosférica permitindo relacionar o número digital de um pixel em cada banda aos valores reais de reflectância do alvo (NOVO, 2008).

Para isso utilizam-se modelos de correção atmosférica do sinal. Existem vários modelos atmosféricos para estimar a radiação solar direta descendente e a iluminação difusa que atinge a superfície da terra. Estes modelos foram modificados para estimar a radiância de trajetória atmosférica que atinge o sensor orbital e remover esse sinal, de modo a se obter o valor de reflectância da superfície (NOVO, 2008).

Os modelos para correção dos efeitos atmosféricos, geralmente incorporam o tratamento dos efeitos causados pelo espalhamento Rayleigh (molecular) e pelo espalhamento Mie (aerossóis). O espalhamento molecular é tipicamente responsável pelas maiores contribuições. Com relação ao espalhamento pelos aerossóis é necessário considerar-se a distribuição vertical destes aerossóis, sua distribuição efetiva de tamanho e suas propriedades ópticas (KAMBEL e NOVO, 2005).

Dentre os modelos de correção atmosférica, destacam-se os que usam o modelo de transferência radioativa “Moderate Atmospheric Radiance and Transmittance” (MODTRAN), pelo fato destes proporcionarem melhores resultados na obtenção da reflectância da superfície, devido à sua habilidade em modelar efeitos de espalhamentos por aerossóis e molecular (LATORRE, 1998).

De acordo com Rudorff (2006), geralmente os modelos atmosféricos não consideram os efeitos de reflexão especular e o espalhamento múltiplo pela interface ar/água e pela coluna d’água. Considerando a falta de modelos mais refinados, o FLAASH têm sido utilizado para correção atmosférica de dados de sensoriamento remoto de ambientes aquáticos, como mostrado em Ennes (2008).

Dessa maneira, no presente trabalho foi utilizado o FLAASH para a realização da correção atmosférica da imagem (World View-2). A correção neste caso é fundamental, pois uma das etapas do trabalho é relacionar a imagem multiespectral com variáveis biofísicas.

Anterior ao processo de correção atmosférica foi realizada a correção radiométrica. As imagens World View-2 são fornecidas aos usuários em valores de radiância relativa, assim, o primeiro processamento aplicado às bandas espectrais da imagem foi a correção radiométrica, resultando em valores de radiância absoluta no sensor (ITT, 2010). O procedimento utilizado está implementado no ENVI.



Para o processo de correção atmosférica, alguns parâmetros da geometria de aquisição da cena e atmosféricos são solicitados pelo FLAASH. Os parâmetros da geometria de aquisição da cena são: coordenadas do centro da cena, altitude do sensor, altitude média do terreno, data de aquisição, hora GMT, resolução espacial e ângulo zenital do sensor, se o mesmo não possui visada nadir. Informações estas, extraídas dos arquivos de metadados da imagem. Os parâmetros atmosféricos são: modelo atmosférico e em função disso, parâmetros de concentração de vapor d'água, modelo de aerossóis e visibilidade.

O modelo atmosférico foi definido como tropical, pois essa é a região geográfica da área de estudos. O parâmetro de concentração d'água foi baseado no valor padrão para um modelo tropical, com o acréscimo de um multiplicador que foi determinado a partir de dados do sensor MODIS (MOD07\_L2) coletados simultaneamente à aquisição da imagem World View-2. O modelo de aerossóis foi definido como rural, já que a maior parte da cena World View é constituída de água e uma pequena área de terra firme. O valor de visibilidade foi definido empiricamente, assim como ENNES (2008).

Desta maneira, o parâmetro visibilidade foi estimado e reajustado, até que os espectros de reflectância resultantes do modelo fossem compatíveis com o do comportamento espectral esperado para os alvos. Foram avaliadas as respostas espectrais de alvos como água e vegetação após as tentativas de correção e para este caso, o valor de visibilidade mais adequado foi de 100 km, que caracteriza uma atmosfera sem neblina.

Vale ressaltar que, apesar do resultado da correção atmosférica ter sido considerado satisfatório, o ideal seria a obtenção direta dos parâmetros atmosféricos necessários aos modelos. Porém, devido a essa dificuldade, a alternativa foi utilizar dados MODIS para a estimativa do vapor d'água e valores empíricos para a visibilidade, bem como realizar uma análise dos alvos; mostrando-se uma boa opção para correção de cenas World View-2.

### **5.3.3.2 Extração dos valores de reflectância de superfície**

Após a realização da correção radiométrica e atmosférica o tamanho do pixel da imagem World View-2 foi reamostrado a fim de reduzir o efeito da reflexão

especular presente na imagem. Assim, o pixel que possuía o tamanho de 2m, após o procedimento, passou a ter 10m.

Com a reamostragem, os pontos amostrados em cada transecto tiveram que ser reduzidos, a fim de que cada ponto coletado caísse em um pixel diferente, para evitar que os valores de reflectância de superfície fossem duplicados.

Após esse procedimento foi realizada a extração dos valores de reflectância de superfície de cada banda da imagem World View-2, para os pontos obtidos a partir do levantamento ecobatimétrica. Como a imagem foi adquirida já georreferenciada, não foi necessário nenhum processamento dessa natureza anterior à extração dos valores.

Para a aquisição dos valores referentes a cada ponto, em cada uma das 8 bandas foram utilizadas as posições (latitude e longitude) disponibilizadas nos arquivos de texto gerados pelo *software* EcoSAV.

### **5.3.4 Correlações e inferência espacial**

Assim que os valores de reflectância de superfície de cada ponto amostrado foram adquiridos na imagem, foram calculados os valores de coeficiente de correlação de *Pearson* (correlação simples entre duas variáveis contínuas) entre o valor de reflectância de superfície em cada banda e cada uma das informações geradas no levantamento ecobatimétrico: profundidade, altura da planta e o biovolume estimado.

O objetivo da análise de correlação foi verificar qual banda espectral apresenta maior correlação com o biovolume, para a partir desta, realizar uma análise de regressão, estimando uma equação matemática que represente o comportamento destes dados e seu respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Outro método de inferência espacial muito utilizado é a krigagem. A diferença entre a krigagem e outros métodos de interpolação é a maneira como os pesos são atribuídos às diferentes amostras. Na krigagem, o procedimento é semelhante ao de interpolação por média móvel ponderada, porém, os pesos são determinados a partir de uma análise espacial, baseada no semivariograma experimental. Além disso, a krigagem

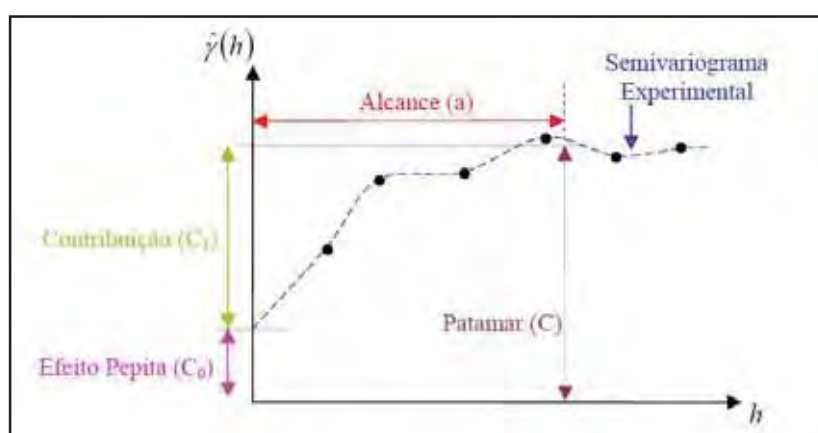
fornece, em média, estimativas não tendenciosas e com variância mínima. O que significa dizer que, em média, a diferença entre os valores estimados e verdadeiros para o mesmo ponto deve ser nula e que os estimadores possuem a menor variância dentre todos os estimadores não tendenciosos (CAMARGO, 1997).

A técnica de krigagem extrai informações a partir do semivariograma, para encontrar pesos ótimos a serem associados às amostras para a estimativa do valor em um determinado ponto (LANDIM, 2003).

O semivariograma é uma função intrínseca que reproduz a estrutura do fenômeno estudado, medindo as relações estatísticas (pelas covariâncias) que existem entre as amostras espaçadas de sucessivos valores pré-determinados (ANDRIOTTI, 2003). O semivariograma em uma certa direção indica a diferença entre os valores à medida que se distancia de determinado ponto.

A razão para se modelar a função do semivariograma é poder descrever a variação espacial e, conseqüentemente, poder estimar ou prever valores em lugares não amostrados e em grandes blocos por meio da Krigagem (WEBSTER e OLIVER, 2007).

O processo de modelagem considera uma série de decisões tomadas pelo usuário, as quais precisam ser apoiadas por dados experimentais ou informações auxiliares, como as seguintes (GOOVAERTS, 1997): definição dos parâmetros (Figura 41), do modelo a ser utilizado para fazer o ajuste (isotrópico ou anisotrópico) e o tipo de modelo básico de semivariograma (modelo esférico, exponencial, gaussiano ou combinados).



**Figura 41** -Exemplo de semivariograma e seus componentes

**Fonte:** Adaptado de Camargo (1997).

Os principais parâmetros do semivariograma, mostrados na Figura 41, são:

- Alcance (a): representa a distância limite dentro da qual os elementos amostrais apresentam dependência espacial.
- Patamar (C): é o valor do semivariograma correspondente ao seu alcance. Assim, considera-se que de deste ponto em diante não existe mais dependência espacial entre as amostras, porque a variância da diferença entre os pares de amostras torna-se aproximadamente constante.
- Efeito Pepita ( $C_0$ ): este parâmetro refere à descontinuidade na origem do semivariograma. O efeito pepita é o valor da semivariância para a distância zero e representa a componente da variabilidade espacial que não pode ser correlacionada com uma causa específica.
- Contribuição ( $C_1$ ): é a diferença entre o patamar e o efeito pepita.

Dos diversos métodos de krigagem disponíveis, foi utilizado no presente trabalho, a krigagem ordinária, que é uma técnica de estimação linear para uma variável regionalizada que atende à hipótese intrínseca. Neste caso, a krigagem ordinária não requer o conhecimento prévio da média. Assume-se a hipótese de quase-estacionaridade, também denominada estacionaridade local (LANDIM, 2003).

O estimador de krigagem ordinária é expresso pela Equação 21 (WEBSTER e OLIVER, 2007):

$$Z(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (21)$$

onde os  $\lambda_1$  são os pesos.

Para aplicar esta técnica foi utilizado o *software* Surfer 9.0, a partir do qual foi gerada uma grade. Esta grade foi importada para o aplicativo Spring 5.1.6 e suavizada a partir de um filtro linear passa baixa-média, utilizando uma janela de 7x7 e 5(cinco) iterações. O efeito do filtro passa-baixa é a suavização da imagem e a redução do número de níveis de cinza da cena, assim, as altas frequências (transições abruptas) são atenuadas.

A fim de permitir uma representação temática do biovolume adequada, a grade de interpolação suavizada foi recortada a partir de uma máscara gerada através de uma classificação não supervisionada. Para tanto, foi executada a segmentação das 8 bandas espectrais da imagem World View-2, onde a imagem é dividida em regiões, ou seja, em um conjunto de pixels próximos, que se espalham bidirecionalmente e que apresentam uniformidade. O algoritmo utilizado foi o de crescimento de regiões implementado no software *Spring*, o qual agrupa as regiões espacialmente adjacentes com valor de similaridade 5 e de área mínima para cada região igual a 500 pixels.

Em seguida foi realizada a classificação não-supervisionada, com o objetivo de mapear as áreas da superfície terrestre que apresentam padrões homogêneos, tanto espectral quanto espacialmente. As classes definidas foram: terra firme (parte de cobertura terrestre na imagem), água sem plantas (parte do rio com maior profundidade e turbidez, inadequada para o desenvolvimento de plantas submersas) e água com plantas (região do rio favorável a ocorrência de plantas aquáticas submersas).

Assim, a partir da máscara gerada na classificação, a grade de interpolação foi recortada a fim de excluir as áreas nas quais existe nenhuma ou pequena probabilidade de ocorrência de plantas.

Com a grade já suavizada e recortada, o fatiamento desta foi realizado. O processo de fatiamento consiste em definir intervalos de variação do biovolume, com a finalidade de produzir um mapa temático. Assim, cada classe desta foi associada a um intervalo de variação da porcentagem de biovolume.

A estimativa da exatidão (ou acurácia) de uma classificação envolve, via de regra, o desenvolvimento de procedimentos que possam indicar um grau de confiabilidade para os resultados obtidos. Story e Congalton (1986) destacam que a forma mais comum para verificar a exatidão de classificações ou mapas é verificar a porcentagem da área mapeada que foi classificada, e compará-la com dados de referência ou "verdade terrestre". Os autores acrescentam que essa porcentagem resulta de valores que expressam o que foi corretamente classificado, sendo obtidos por amostragem e expressos na forma de uma matriz de erro (também chamada matriz de confusão ou tabela de contingência). A partir desta matriz podem ser calculadas a exatidão global da classificação, assim como a exatidão para as classes individuais.

Segundo Congalton et al. (1983), a matriz de erro, que tem sido a maneira mais comum de se representar a exatidão de uma classificação em sensoriamento remoto, constitui-se de uma matriz quadrada contendo um conjunto de números dispostos em linhas e colunas, os quais expressam o número de pixels associados com um tipo específico de cobertura da terra em relação ao verdadeiro tipo de cobertura, verificado em campo ou interpretado a partir de fotografias aéreas. As colunas normalmente se referem aos dados de referência (tomados como corretos) e as linhas indicam as classes definidas através dos dados de sensoriamento remoto. Os valores da diagonal principal da matriz representam, então, os pixels que foram corretamente classificados e a razão entre a soma destes valores pelo número total de pixels classificados, resulta na exatidão global da classificação.

Apesar da ampla utilização dessa medida de exatidão pela comunidade de sensoriamento remoto, Rosenfield e Fitzpatrick-Lins (1986) ressaltam o fato de que ela utiliza apenas os elementos da diagonal principal da matriz, negligenciando os elementos fora da diagonal. Assim sendo, novas medidas, principalmente estatísticas, foram desenvolvidas para estimar a exatidão de classificações.

No sentido de facilitar uma representação matemática da matriz de erro de uma classificação, Congalton e Green (1998) consideram  $n$  amostras distribuídas nas  $k^2$  células da matriz, na qual cada célula está associada às  $k$  classes mapeadas na classificação (linhas) e, independentemente, às mesmas  $k$  classes identificadas a partir de dados de referência (“verdade terrestre” – colunas). Sendo  $n_{ij}$  o número de elementos amostrais associados às  $i$  classes mapeadas ( $i=1, 2, \dots, k$  – resultantes da classificação) e às  $j$  categorias ( $j=1, 2, \dots, k$ ) extraídas do conjunto de dados de referência, tem-se a seguinte matriz de erro (Figura 42):

		J = colunas – DADOS DE REFERÊNCIA			Total – linha $n_{i+}$
		1	2	k	
I = linhas CLASSIFICAÇÃO	1	$n_{11}$	$n_{12}$	$n_{1k}$	$n_{1+}$
	2	$n_{21}$	$n_{22}$	$n_{2k}$	$n_{2+}$
	k	$n_{k1}$	$n_{k2}$	$n_{kk}$	$n_{k+}$
	Total - coluna $n_{+j}$	$n_{+1}$	$n_{+2}$	$n_{+k}$	<b>n</b>

Figura 42 – Matriz de erro

Desse modo, o número de elementos amostrais inseridos na classe na categoria  $i$  é definido como:

$$n_{i+} = \sum_{j=1}^k n_{ij} \quad (22)$$

e o número de elementos amostrais associados à categoria  $j$ , a partir dos dados de referência é:

$$n_{+j} = \sum_{i=1}^k n_{ij} \quad (23)$$

A acurácia global (AG) entre os dados classificados e os dados de referência é estimada a partir de:

$$AG = \sum_{i=1}^k n_{ii} / n \quad (24)$$

Para avaliar diferentes métodos de comparação entre matrizes de erro com o propósito de melhor avaliar os fatores que afetam a exatidão de uma classificação, Congalton et al. (1983) descreveram uma técnica baseada na análise multivariada discreta que mede a concordância entre os dados classificados e os dados de referência. Tal técnica, desenvolvida por Cohen (1960), é denominada *Kappa*, e seu estimador ( $\widehat{K}$ ) é uma medida da diferença entre a concordância real da classificação (correspondente à concordância entre as classes resultantes e os dados de referência, cujos valores são representados na diagonal da matriz de erro) e a concordância casual (dada pelo produto dos valores marginais das linhas e colunas). Esta medida de concordância é calculada por:

$$\widehat{K} = \frac{n \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k (n_{i+} * n_{+i})}{n^2 - \sum_{i=1}^k (n_{i+} * n_{+i})} \quad (25)$$

onde:

$n$  - número de linhas e colunas da matriz;

$n_{ii}$  - número de observações na linha  $i$  e coluna  $i$ ;

$n_{i+}$  e  $n_{+i}$  - totais marginais da linha  $i$  e coluna  $i$ , respectivamente;

$n$  - número total de observações (COHEN, 1960).

A partir da análise de vários métodos para estimar a exatidão de classificações, Rosenfield & Fitzpatrick-Lins (1986) recomendaram a utilização do coeficiente *Kappa* (também denominado KHAT ou KIA - Índice de Concordância *Kappa*) como uma medida da exatidão global de uma classificação temática, realizada utilizando dados de sensoriamento remoto.

Um procedimento importante a ser observado nas estimativas de exatidão refere-se ao esquema de amostragem adotado, ou seja, ao delineamento amostral (tipo de amostragem e tamanho da amostra). Comparando esquemas de amostragem para gerar a matriz de erros usada em estimativas de exatidão da classificação, Congalton (1988) concluiu que tal estimativa é influenciada tanto pelo tamanho da amostra como pelo tipo de amostragem, e que é a complexidade do ambiente que dita o esquema de amostragem apropriado em cada situação.

O tipo ou padrão de amostragem, que pode ser entendido como sendo a distribuição espacial das amostras em uma dada área geográfica, deve ser cuidadosamente selecionado a fim de evitar os efeitos de autocorrelação espacial e de assegurar que todas as categorias de interesse sejam adequadamente amostradas (Fidalgo, 1995; Brites et al., 1996).

Conforme ressalta Fidalgo (1994), os primeiros trabalhos sobre exatidão de classificação abordaram, preferencialmente, dois tipos de amostragem: a aleatória simples e a estratificada por categoria. Entretanto, a amostragem aleatória não garante uma distribuição espacial adequada das amostras dentro da área de interesse, e a amostragem estratificada por categoria pode apresentar tendências devido às diferentes taxas de amostragem empregadas para cada categoria. Por outro lado, apesar de reduzir a autocorrelação geográfica pelo aumento da distância entre as amostras, o padrão sistemático de amostragem não é recomendado quando se pretende alguma aleatoriedade.

Assim sendo, a amostragem estratificada sistemática não alinhada, a qual combina o baixo potencial para tendências do esquema aleatório com a propriedade de maior cobertura geográfica dos padrões sistemático e estratificado, tem sido apontada por alguns autores como sendo o delineamento amostral mais adequado para a estimativa de exatidão de classificação.



Fidalgo (1995) realizou uma extensa revisão de literatura sobre exatidão da classificação de dados de sensoriamento remoto e ressalta que, uma vez que cada amostra coletada implica em um custo, o tamanho amostral deve ser mínimo, porém suficientemente grande para permitir uma análise estatística adequada.

Como dito anteriormente, para a estimativa da acurácia ou exatidão de um mapa são necessários dados de referência. Desta maneira, dos 5420 elementos amostrais (medidos com o ecobatímetro) que seriam utilizados para realizar a krigagem, 20% foram extraídos e classificados em intervalos de biovolume para serem utilizados como referência. A partir dos dados foi calculado o índice de concordância *kappa*, gerada a matriz de confusão e obtida a exatidão global.

## 6. RESULTADOS E ANÁLISES

Neste capítulo são apresentadas as análises referentes às medidas espectrorradiométricas, que se referem a curvas espectrais e derivadas de primeira ordem dos pontos amostrados e as variáveis limnológicas. São apresentadas também as análises das correlações entre as variações na profundidade do corpo d'água, altura e biovolume de planta e os valores de reflectância de superfície registrados nas bandas espectrais da imagem. E por fim, é apresentado o resultado da inferência do biovolume e seu mapeamento.

Os resultados apresentados e analisados neste capítulo são oriundos de três trabalhos de campo. O primeiro refere-se a um levantamento exploratório realizado em abril de 2010, o segundo em novembro de 2010 e o terceiro em janeiro de 2011, nos quais foram adquiridas medidas ecobatimétricas, espectrorradiométricas e limnológicas. A imagem multiespectral, como especificado anteriormente, foi tomada no final do mês de dezembro de 2010.

### 6.1 Análise dos dados espectrais

Neste item são apresentadas as curvas espectrais adquiridas nos levantamentos dos dias 13 de abril de 2010, 27 e 28 de novembro de 2010 e nos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011. Além das curvas são apresentadas as primeiras derivadas de cada uma delas (agrupadas em classes) e tabelas contendo informações adquiridas a partir do ecobatímetro e as variáveis limnológicas.

As informações adquiridas pelo ecobatímetro são: profundidade, altura da planta e cobertura, já a coluna d'água e o biovolume, são informações calculadas com base nas demais informações. A altura da coluna d'água foi obtida a partir do cálculo da diferença entre a profundidade e a altura da planta (dossel) e o biovolume foi calculado em função da profundidade, altura da planta e cobertura, como apresentado anteriormente (equação 20).

Primeiramente serão analisadas as medidas espectrais adquiridas no dia 13 de abril de 2010. A Figura 43 a seguir mostra as curvas espectrais sobrepondo os intervalos de comprimento de onda que correspondem às bandas do sensor World View-2.

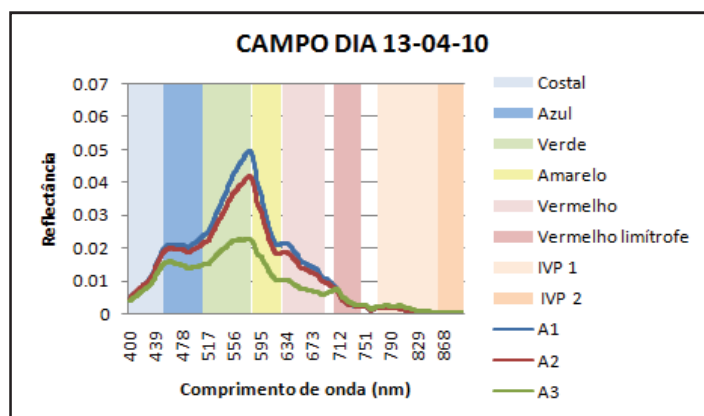


Figura 43 - Curvas do dia 13/04/10 suavizadas com filtro média móvel de 7 pontos

Com base na Figura 43 verifica-se que as curvas de reflectância não apresentam feições espectrais características de macrófitas aquáticas submersas, apesar dessa estar presente nos três pontos (Tabela 6), que seriam dois picos de reflexão presentes na região do infravermelho próximo (HAN e RUNDQUIST, 2003). A fim de constatar a ausência desses picos foi estimada a primeira derivada das curvas, a qual tem como objetivo: eliminar os sinais de fundo, remover a sobreposição entre feições espectrais e realçar os componentes de menor intensidade que participam da composição de um espectro (GOODIN et al., 1993).

Devido ao fato das curvas apresentarem diferentes comportamentos espectrais, aplicou-se uma análise de agrupamento, utilizando o critério da ligação simples para determinação da similaridade entre as variáveis, separando-as em classes, como mostra a Figura 44.

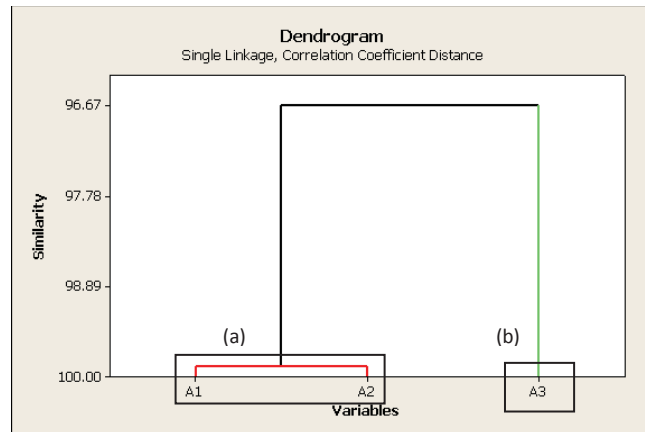


Figura 44– Dendrograma dos dados do dia 13 de abril de 2010.

A partir da análise do dendrograma é possível verificar que as assinaturas apresentam um alto grau de similaridade entre si (96,67%). Porém, ainda assim, dentre as três curvas observadas, nota-se que duas delas apresentam comportamentos espectrais muito semelhantes, o que implica em dizer, que essas podem pertencer ao mesmo agrupamento, formando um *cluster* com grau de similaridade superior a 99%. Sendo assim, a análise derivativa foi aplicada aos dois grupos (*a* e *b*).

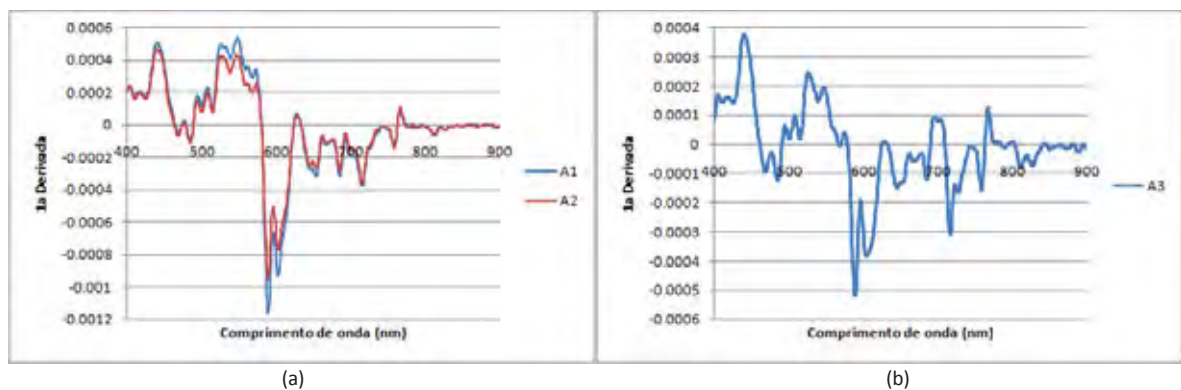


Figura 45 – Primeira derivada dos grupos (a) e (b) do dia 13 de abril de 2010.

Analisando as derivadas de primeira ordem, tanto do grupo (a) quanto do (b), confirma-se a ausência de feições espectrais associadas à macrófitas submersas, pelo fato desta não apresentar um pico positivo em aproximadamente 700nm seguido de um pico negativo ao redor de 720nm (HAN, 2002). Pode-se associar esta ausência de feições nas curvas de reflectância e na primeira derivada à atenuação relacionada com a altura da coluna d'água (MOBLEY, 1994) e aos componentes opticamente ativos (DEKKER, 1993).

Verifica-se na Tabela 6 que a altura da coluna d'água varia de 1,22m a 2,14m, que pode ser considerada uma distância suficientemente capaz de atenuar a radiação que penetra no corpo d'água, porém não suficiente para interferir no desenvolvimento das plantas, contudo, a radiação ascendente perde intensidade e a resposta da vegetação não é registrada pelo sensor.

Outro fator que contribui para a atenuação é a presença dos componentes opticamente ativos, representados aqui pela turbidez. Esta é responsável pelo aumento da absorção e espalhamento da radiação. Os valores de turbidez não ultrapassam 17 NTUs (Tabela 6), considerado baixo segundo a resolução CONAMA n° 357/05, para águas de classe II. No entanto, no que se refere à atenuação do fluxo radiante, estes valores podem ser consideráveis (DEKKER, 1993).

**Tabela 6** – Dados limnológicos e ecobatimétricos dos dias 13 e 14 de abril de 2010

CAMPOS DIA 13 E 14-04-10				
PONTO	ECOBATIMÉTRICOS		LIMNOLÓGICOS	
A1	profundidade	3,84	turbidez	16,4
	altura	1,7	temperatura	26,4
	coluna d'água	2,14	secchi	1,9
	cobertura	100	O2	9,5
	Biovolume	44,27	pH	7,74
A2	profundidade	2,9	turbidez	16,8
	altura	1,68	temperatura	27,4
	coluna d'água	1,22	secchi	1,87
	cobertura	100	O2	9
	Biovolume	57,93	pH	8,4
A3	profundidade	2,49	turbidez	16,3
	altura	1,26	temperatura	27,9
	coluna d'água	1,23	secchi	2,49
	cobertura	100	O2	9
	Biovolume	50,60	pH	8,5

Na sequência são analisadas as curvas referentes ao levantamento realizado no dia 27 de novembro de 2010. A reflectância dos pontos amostrais é apresentada na Figura 46.

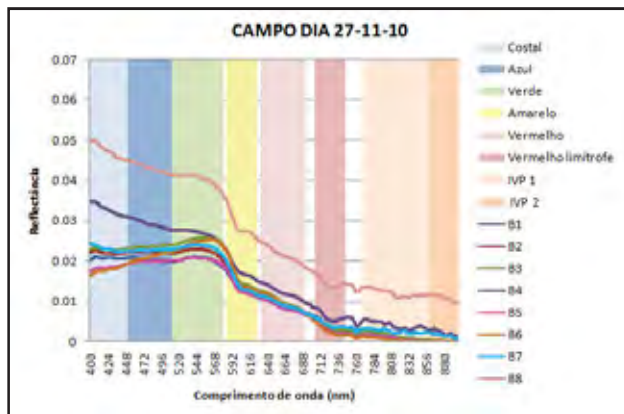


Figura 46 - Curva do dia 27 de novembro de 2010 suavizadas com filtro média móvel de 7 pontos

É possível notar a ausência dos picos de reflectância relacionados à presença de plantas submersas, onde um deles localiza-se em torno do comprimento de onda de 700nm e o outro por volta de 815nm (HAN e RUNDQUIST, 2003). Comparando essas curvas com as adquiridas no levantamento do dia 13 de abril de 2010 é possível notar uma diferença no comportamento espectral em especial na região do visível, em que as curvas não apresentam uma acentuada reflectância na região da luz verde, caracterizando assim, uma região de águas claras, característica essa, confirmada pelos baixos valores de turbidez (Tabela 7).

Assim como na análise das curvas apresentadas anteriormente, foi realizado o agrupamento das curvas espectrais, a fim de separá-las em classes de acordo com o grau de similaridade entre elas. O dendrograma (Figura 47) mostra que as curvas espectrais apresentam um grau mínimo de similaridade em torno de 92%, mas ainda assim, puderam ser agrupadas em três diferentes classes.

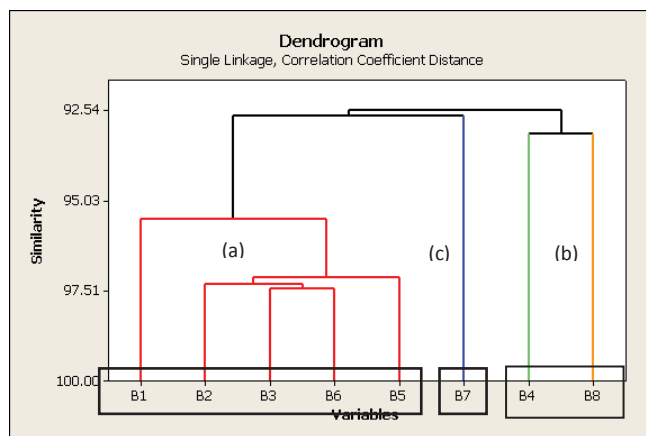


Figura 47 – Dendrograma dos dados de 27 de novembro de 2010.

A análise derivativa das curvas de cada um dos grupos é apresentada na sequência (Figura 48) e ao analisá-las nota-se que estas, assim como as curvas espectrais, não apresentam feições características de vegetação submersa (picos na região do infravermelho próximo), mesmo apresentando valores de turbidez baixos (máximo 6 NTUs).

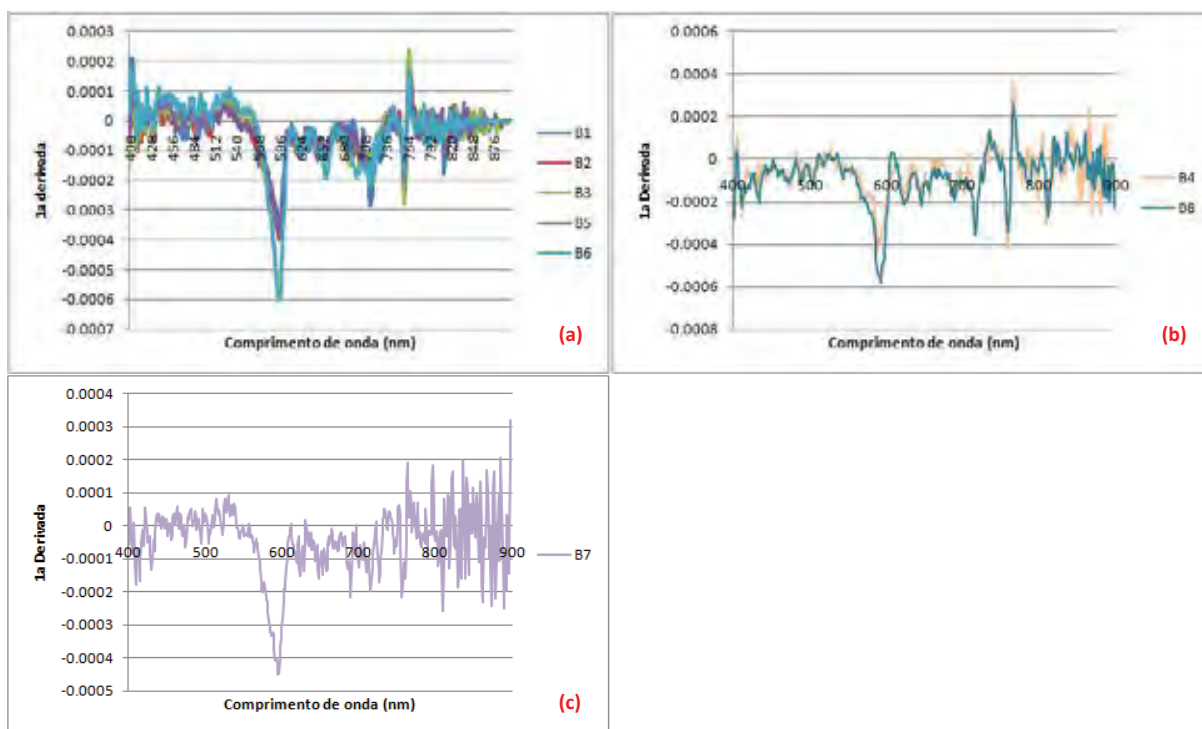


Figura 48 – Primeira derivada dos grupos (a), (b) e (c) do dia 27 de novembro de 2010.

Tabela 7– Dados limnológicos e ecobatimétricos do dia 27 de novembro de 2010

CAMPOS DIAS 27-11-10									
PONTO	ECOBATIMÉTRICOS		LIMNOLÓGICOS		PONTO	ECOBATIMÉTRICOS		LIMNOLÓGICOS	
<b>B1</b>	profundidade	1,71	turbidez	2,83	<b>B5</b>	profundidade	2,27	turbidez	6,18
	Altura	1,18	temperatura			altura	1,71	temperatura	
	coluna d'água	0,53	secchi	1,71		coluna d'água	0,56	secchi	2,27
	cobertura	100	O2			cobertura	100	O2	
	Biovolume	68,80	pH			Biovolume	75,33	pH	
<b>B2</b>	profundidade	2,23	turbidez	5,35	<b>B6</b>	profundidade	2,16	turbidez	3,28
	Altura	0,87	temperatura			altura	0,33	temperatura	
	coluna d'água	1,36	secchi			coluna d'água	1,83	secchi	2,16
	cobertura	100	O2			cobertura	100	O2	
	Biovolume	39,01	pH			Biovolume	15,27	pH	
<b>B3</b>	profundidade	2,45	turbidez	3,01	<b>B7</b>	profundidade	3,82	turbidez	1,85
	Altura	0,22	temperatura			altura	0,68	temperatura	
	coluna d'água	2,23	secchi			coluna d'água	3,14	secchi	
	cobertura	100	O2			cobertura	100	O2	
	Biovolume	8,98	pH			Biovolume	17,80	pH	
<b>B4</b>	profundidade	2,49	turbidez	3,47	<b>B8</b>	profundidade	2,67	turbidez	3,63
	Altura	1,38	temperatura			altura	0,9	temperatura	
	coluna d'água	1,11	secchi			coluna d'água	1,77	secchi	2,52
	cobertura	100	O2			cobertura	100	O2	
	Biovolume	55,42	pH			Biovolume	33,71	pH	

Ao analisar as curvas espectrais do dia 28 de novembro de 2010 (Figura 49), nota-se um comportamento bem semelhante em todas as curvas, com uma acentuada refletância na região da luz verde e, assim como nas curvas dos levantamentos anteriores, ausência de feição característica de vegetação submersa, no infravermelho próximo.

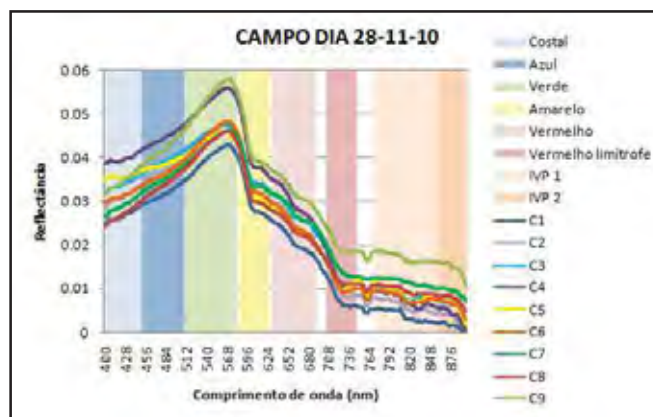


Figura 49 - Curvas do dia 28 de novembro de 2010 suavizadas com filtro média móvel de 7 pontos



Esse pico de reflexão na região do verde está associado à turbidez (COAs), que nos pontos amostrados, os valores estão em torno de 11 NTUs, que podem ser suficientes para atenuar o fluxo radiante (DEKKER, 1993).

Aplicando a análise de agrupamento sobre essas curvas, de acordo com o dendrograma gerado (Figura 50), ainda que semelhantes (96,55%), as curvas puderam ser agrupadas em quatro diferentes classes (*a*, *b*, *c* e *d*).

Analisando as derivadas de primeira ordem, tem-se que para os quatro grupos formados (Figura 51) é possível confirmar a ausência de feições espectrais associadas à macrófitas submersas.

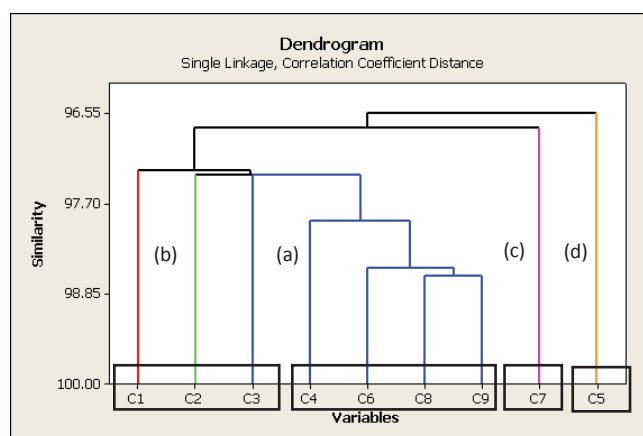


Figura 50 – Dendrograma dados do dia 28 de novembro de 2010.

De acordo com a Tabela 8, a estimativa de biovolume para os pontos de amostragem, apresenta valores baixos, com exceção do ponto C3 (30,18%). Os valores da profundidade de Secchi são altos quando comparados à profundidade máxima do local, porém, ainda assim, não foi possível a detecção da vegetação submersa em nenhum dos pontos.

A ausência da resposta característica de vegetação submersa pode ser justificada pelos valores de turbidez registrados nesses pontos, os quais estão em torno de 11 NTUs, podendo ser suficiente para aumentar a absorção e espalhamento da radiação, e atenuar assim, o fluxo radiante (DEKKER, 1993).

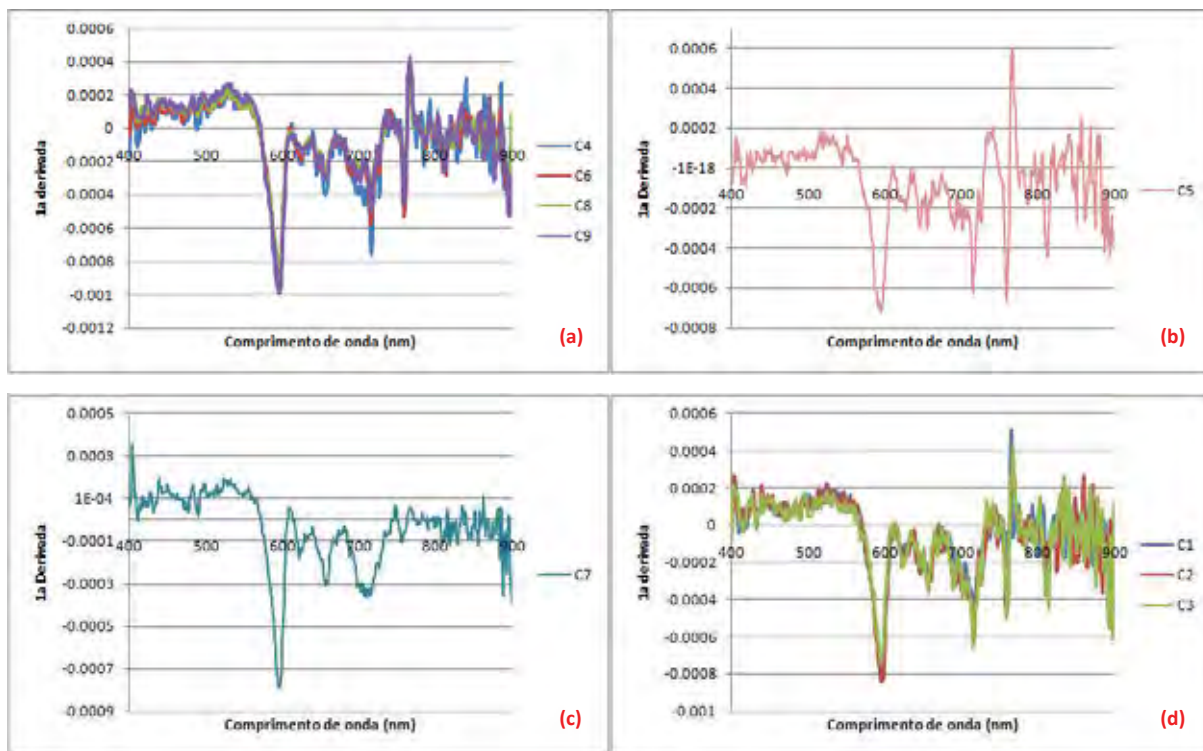
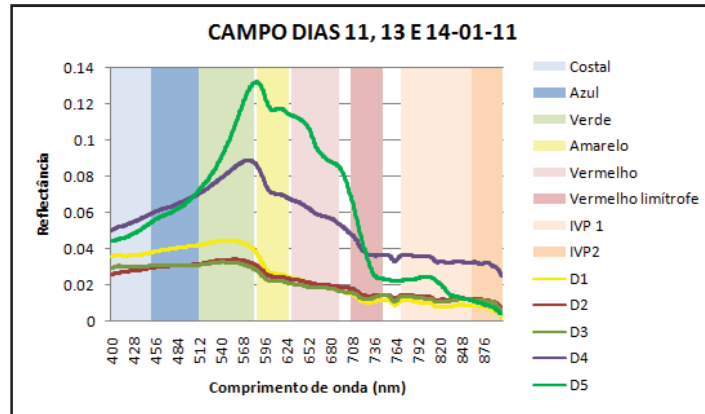


Figura 51 – Primeira derivada dos grupos (a), (b), (c) e (d) do dia 28 de novembro de 2010.

Tabela 8 – Dados limnológicos e ecobatimétricos do dia 28 de novembro de 2010

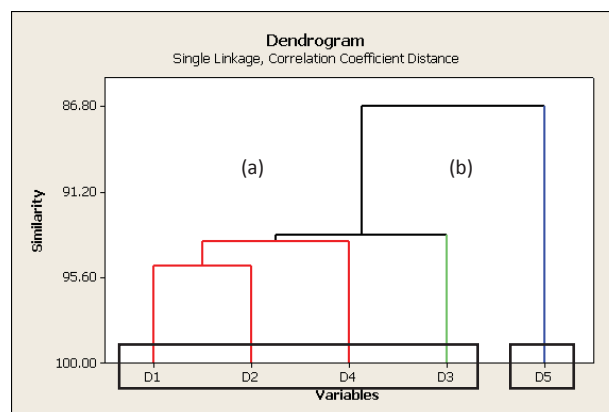
CAMPOS DIAS 28-11-10									
PONTO	ECOBATIMÉTRICOS		LIMNOLÓGICOS		PONTO	ECOBATIMÉTRICOS		LIMNOLÓGICOS	
C1	Profundidade	2,7	turbidez	10,8	C6	profundidade	1,57	turbidez	10,8
	Altura	0,2	temperatura	30,6		altura	0,19	temperatura	
	coluna d'água	2,5	secchi	2,7		coluna d'água	2,57	secchi	1,57
	Cobertura	100	O2			cobertura	100	O2	
	Biovolume	7,40	pH	6,64		Biovolume	6,88	pH	
C2	Profundidade	1,39	turbidez	11,2	C7	profundidade	1,46	turbidez	11,2
	Altura	0,13	temperatura			altura	0,17	temperatura	
	coluna d'água	1,26	secchi	1,39		coluna d'água	1,29	secchi	1,46
	Cobertura	100	O2			cobertura	100	O2	
	Biovolume	9,35	pH	6,76		Biovolume	11,64	pH	
C3	Profundidade	1,06	turbidez	11,8	C8	profundidade	2,59	turbidez	10,4
	Altura	0,32	temperatura			altura	0,16	temperatura	
	coluna d'água	0,74	secchi	1,06		coluna d'água	2,43	secchi	2,59
	Cobertura	100	O2			cobertura	100	O2	
	Biovolume	30,18	pH			Biovolume	6,177	pH	
C4	Profundidade	1,55	turbidez	11,2	C9	profundidade	2,67	turbidez	
	Altura	0,13	temperatura			altura	0,14	temperatura	
	coluna d'água	1,42	secchi	1,55		coluna d'água	2,53	secchi	2,95
	Cobertura	100	O2			cobertura	100	O2	
	Biovolume	8,38	pH			Biovolume	5,24	pH	
C5	Profundidade	1,57	turbidez	10,8					
	Altura	0,13	temperatura						
	coluna d'água	1,44	secchi	1,57					
	Cobertura	80	O2						
	Biovolume	6,62	pH						
	Profundidade	2,76	turbidez	11,2					

A seguir são apresentados e analisados os dados adquiridos no levantamento de campo realizado nos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011.



**Figura 52** - Curvas dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011 suavizadas com filtro média móvel de 7 pontos

A partir da Figura 52 é possível verificar que nenhuma das curvas apresenta feição característica de vegetação submersa e que os pontos D4 e D5 apresentam comportamentos diferentes das demais curvas amostradas nesse dia. Mas ainda assim, de acordo com o dendrograma (Figura 53) o grau de similaridade entre todas as curvas é de 86,80%. A fim de analisar as curvas levando em consideração a similaridade entre elas, foi realizado o agrupamento destas, que acabou separando as curvas em duas classes (*a* e *b*).



**Figura 53** – Dendrograma dados dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011.

Na Figura 54 a seguir são apresentadas as derivadas de primeira ordem das curvas espectrais, para os dois grupos definidos.

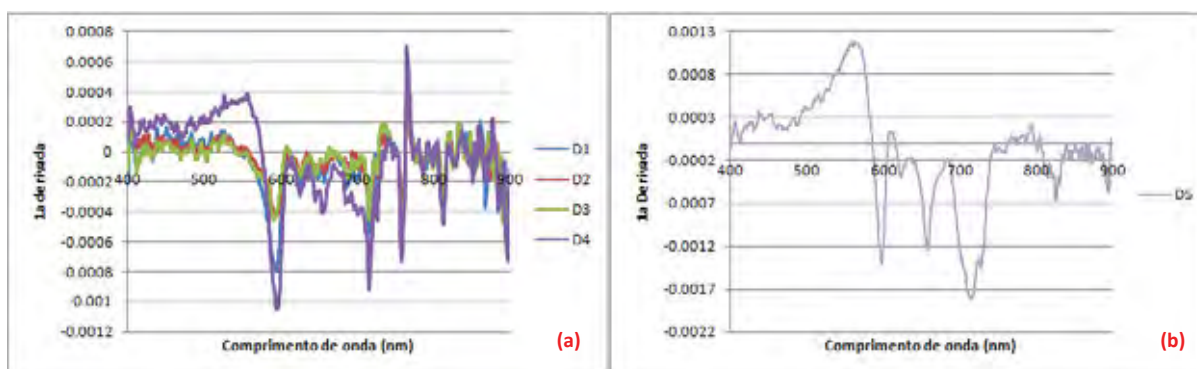


Figura 54 – Primeira derivada dos grupos (a) e (b) dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011.

A partir da análise das derivadas confirma-se a ausência das feições características da vegetação aquática submersa. Ao analisar a Tabela 9 nota-se que para os pontos D1, D2 e D3, a menor altura de coluna d'água é de 0,99m, a qual já é suficiente para atenuar a radiação que penetra no corpo d'água e diminui a intensidade da radiação ascendente (MOBLEY, 1994).

Para os pontos D4 e D5, o ecobatímetro não registrou presença de macrófitas aquáticas submersas, o que está associado à profundidade (em torno de 8m). Nesses pontos, a profundidade de Secchi não chega a 3m para os dois pontos, o que implica em dizer que não há radiação fotossinteticamente ativa, não sendo possível assim, o desenvolvimento das macrófitas aquáticas submersas (DEKKER, 1993).

Baseada nos *clusters* formados, verifica-se que a análise de agrupamento não foi capaz de discernir entre as assinaturas espectrais de pontos com e sem plantas aquáticas submersas. Este fato mostra que em locais onde o dossel das plantas encontra-se a uma profundidade entorno de 1,00m ou superior, em águas naturais, não é possível identificar as características espectrais típicas de macrófitas imersas.

Além da profundidade, há a turbidez, que no ponto D4 tem valor de 14,1 NTUs e no ponto D5 31,6 NTUs, considerados atenuantes, para o caso de absorção e espalhamento do fluxo radiante (DEKKER, 1993). A turbidez do ponto D5 pode ser verificada na primeira derivada do ponto deste, com um acentuado pico negativo em torno de 720nm (GOODIN et al., 1993).

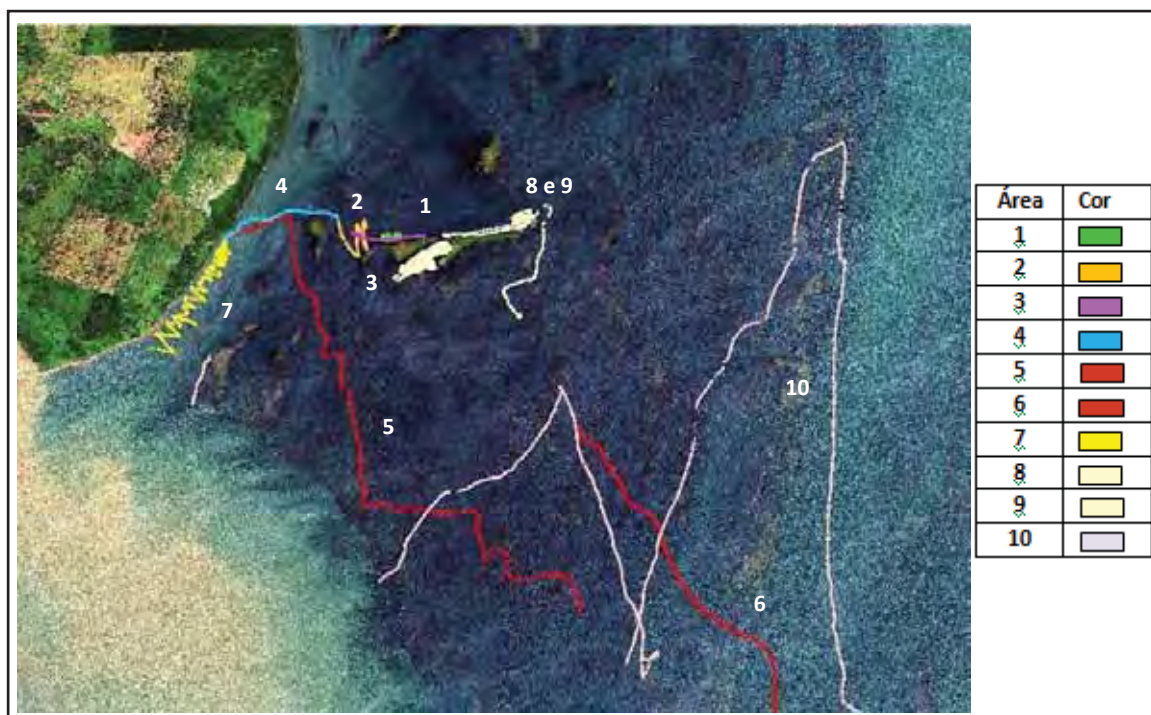
**Tabela 9** - Dados limnológicos e ecobatimétricos dos dias 11, 13 e 14 de janeiro de 2011

CAMPOS DIA 11 E 13 e 14-04-10									
PONTO	ECOBATIMÉTRICOS		LIMNOLÓGICOS		PONTO	ECOBATIMÉTRICOS		LIMNOLÓGICOS	
<b>D1</b>	profundidade	4,43	turbidez	6,19	<b>D4</b>	profundidade	8,21	turbidez	14,1
	altura	1,41	temperatura	31,7		altura		temperatura	32
	coluna d'água	3,02	secchi	3,4		coluna d'água		secchi	2,92
	cobertura	100	O2	8,4		cobertura		O2	6,9
	Biovolume	31,82	pH	7,58		Biovolume		pH	7,47
<b>D2</b>	profundidade	1,73	turbidez	6,29	<b>D5</b>	profundidade	7,99	turbidez	31,6
	altura	0,74	temperatura	32		altura		temperatura	33,2
	coluna d'água	0,99	secchi	1,73		coluna d'água		secchi	1,19
	cobertura	100	O2	9,7		cobertura		O2	6,9
	Biovolume	42,77	pH	8,35		Biovolume		pH	7,18
<b>D3</b>	profundidade	3,53	turbidez	6,1					
	altura	2,02	temperatura	29,6					
	coluna d'água	1,51	secchi	3,22					
	cobertura	100	O2	8,1					
	Biovolume	57,22	pH	7,62					

## 6.2 Análise dos dados ecobatimétricos

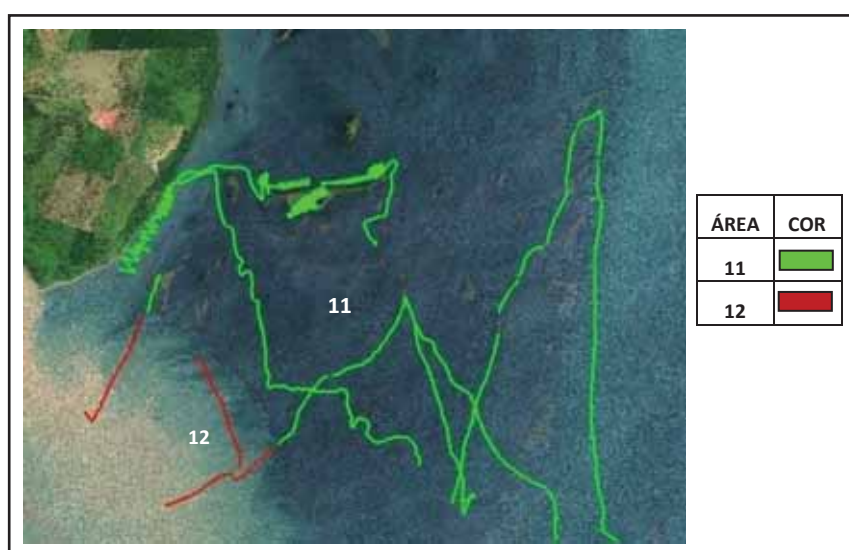
Os dados de profundidade do corpo d'água, altura e cobertura de planta, utilizados nas análises de correlação e inferência espacial do biovolume foram adquiridos em três levantamentos ecobatimétricos distintos, em um primeiro momento, abrangendo pequenas áreas homogêneas quanto à presença de plantas e, posteriormente buscando explorar toda extensão da cena World View-2.

A Figura 55 mostra todos os transectos realizados, incluindo a campanha realizada em abril de 2010 de caráter exploratório, sobrepostos a uma composição colorida da imagem World View-2. Nessa figura, os transectos de número 1, 2, 3, 4 e 6 foram levantados em 27 de novembro de 2010 e os transectos 5 e 7 no dia 28 do mesmo mês; 8 e 9 correspondem a abril de 2010 (levantamento exploratório) e o transecto 10 foi realizado em janeiro de 2011.



**Figura 55** - Transectos realizados em abril/2010 (8 e 9), novembro/2010 (1 a 7) e janeiro/2010 (10), sobrepostos a composição colorida RGB das bandas 5, 3, 2, do World View-2.

Como cada um dos transectos é constituído por pontos sequenciais georreferenciados, dos quais foram registrados dados de profundidade da água, altura e cobertura de plantas, foi possível discriminar as áreas com presença (transectos em verde) e ausência de plantas (transectos em vermelho), como pode ser visto na Figura 56.



**Figura 56** – Transecto 11 subdividido em áreas com presença de plantas submersas (11 – em verde) e área 12 com ausência de plantas (12 – em vermelho) sobrepostos a composição colorida RGB das bandas 5, 3, 2, do World View-2.

Os pontos representados em vermelho, ou seja, que não possuem plantas, estão localizados na foz do Rio Pardo (região em tons mais claros, esbranquiçados, nas composições coloridas da Figura 56), que é uma área na qual se obteve maiores valores de turbidez (Tabela 9 - pontos D4 e D5). Portanto, a ausência de vegetação submersa é consequência da presença de sólidos em suspensão, que provocam espalhamento e absorção da radiação no corpo d'água. Isto pode ser confirmado pelos valores de Secchi nessa região, que são de no máximo 3 m (DEKKER, 1993).

Uma vez que foram realizados vários transectos, a quantidade de pontos amostrados em cada um foi grande, inviabilizando a apresentação dos arquivos neste documento. Sendo assim, são apresentadas apenas as médias de profundidade da água, altura de plantas e do biovolume calculado a partir desses dados, com o objetivo de caracterizar o ambiente (Tabela 10).

**Tabela 10**– Média e desvio padrão de profundidade da água, altura e biovolume de plantas para os transectos adquiridos em abril de 2010 (8 e 9), novembro de 2010 (1 a 7) e janeiro de 2011 (10).

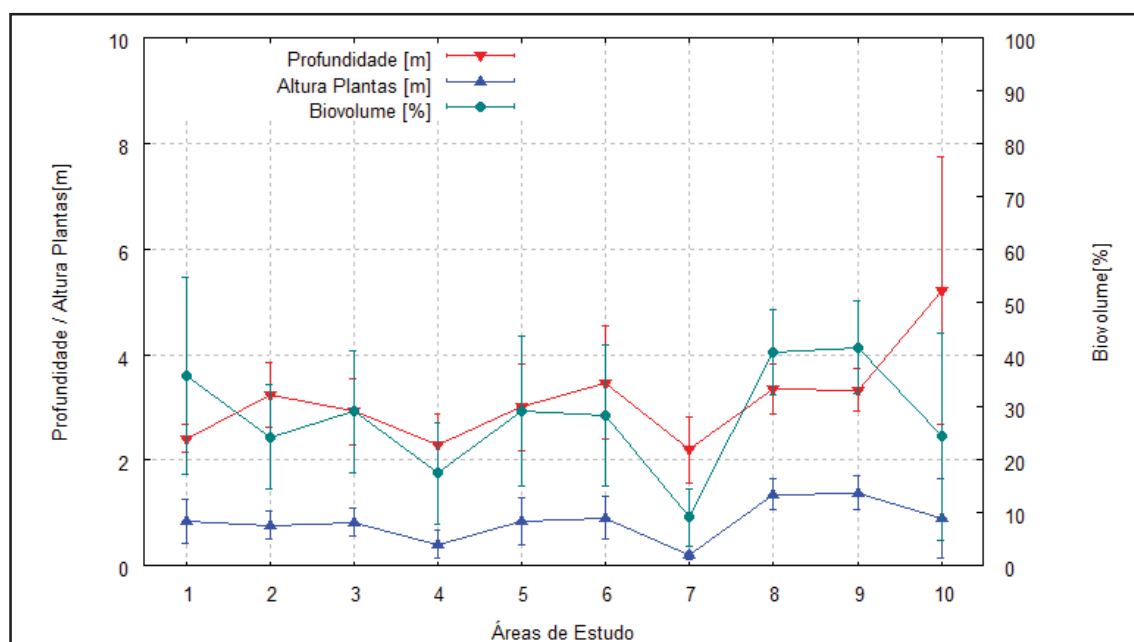
TRANSECTO	PROFUNDIDADE (m)		ALTURA DA PLANTA (m)		BIOVOLUME(%)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
1	2,4091	0,2677	0,8449	0,4120	36,0419	18,6602
2	3,2339	0,6010	0,7655	0,2678	24,3500	9,8581
3	2,9214	0,6207	0,8205	0,2697	29,2080	11,6172
4	2,2834	0,5865	0,3986	0,2602	17,4911	9,5919
5	3,0026	0,8306	0,8476	0,4408	29,3337	14,1362
6	3,4644	1,0735	0,9059	0,3945	28,4202	13,2713
7	2,1966	0,6306	0,1851	0,0637	9,1521	5,3732
8	3,3562	0,4761	1,3493	0,2878	40,4503	8,0053
9	3,3211	0,4059	1,3738	0,3171	41,3765	8,6991
10	5,2108	2,5437	0,8985	0,7508	24,4781	19,7178

Com base nos valores mostrados na Tabela Tabela 10 verifica-se que as maiores médias de altura de plantas e respectivos biovolume foram obtidos nos levantamentos ecobatimétricos realizados em abril de 2010 (transectos 8 e 9), mês do ano que caracteriza o início da estação mais seca e maior ocorrência de plantas aquáticas. Os transectos 4 e 7 definem as menores profundidades e biovolumes. O transecto 10



apresentou alta variabilidade, tanto para profundidade quanto para altura de plantas e biovolume.

A fim de facilitar a análise da Tabela 10 foi elaborado o gráfico mostrado na Figura 57 no qual são apresentadas as médias de profundidade da água e altura de plantas no eixo esquerdo (em metros) e o biovolume (em porcentagem) no eixo à direita.



**Figura 57** – Média e desvio padrão da profundidade, altura e biovolume de cada área de transecto.

Mesmo considerando que os transectos 1, 2 e 3, que estão espacialmente próximos e que apresentam-se como regiões homogêneas em relação à altura de plantas, verifica-se pela Figura 57 que o transecto 1 apresenta valor de biovolume consideravelmente maior que os demais, por constituir-se de uma área mais rasa, com maior ocorrência de vegetação aquáticas submersa e conseqüentemente maior biovolume. Os transectos 4 e 7 foram realizados em regiões mais rasas (2,28 e 2,19 m respectivamente) e com menor biovolume (17,49 e 9,15%, respectivamente).

Diante do exposto e com base na Tabela 7 é possível dizer que os pontos amostrados durante a realização dos transectos numerados de 1 a 4 apresentam na sua maioria, profundidade de Secchi com valores próximos à profundidade do corpo d'água e valores de turbidez baixos, chegando a um máximo de 6 NTU. Com base nessas informações,

conclui-se que o desenvolvimento da vegetação aquática nessas regiões, de um modo geral, é favorecido pela penetração da radiação no corpo d'água.

Analisando o transecto 7 juntamente com a Tabela 8, verifica-se que em todos os pontos amostrados a profundidade de Secchi é próxima à profundidade do corpo d'água e os valores de turbidez estão em torno de 11 NTU, condições essas, consideradas favoráveis ao desenvolvimento da vegetação aquática submersa, porém, os valores de biovolume estimados, com exceção de um ponto (30%), os demais atingiram um valor máximo de 11%.

Nos transectos 5 e 6, o destaque está no desvio padrão dos dados de biovolume, pois as médias, quando comparadas com aqueles dos transectos anteriores, não apresentam muita diferença. Isso é explicado, mais uma vez, pela distribuição dos transectos e pela sua orientação, os quais não foram realizados em zig-zag e sim no sentido margem a margem, com o objetivo de verificar sua variabilidade.

Analisando a Figura 57, nota-se que os transectos 8 e 9 apresentaram valores de profundidade que variaram pouco em relação aos anteriores, porém a altura e o biovolume de plantas são significativamente maiores. Isto pode estar relacionado ao fato de que as profundidades de Secchi apresentam valores similares à profundidade ou maiores que a altura da coluna d'água, o que implica em dizer que a radiação penetra na coluna d'água, favorecendo o desenvolvimento da vegetação aquática submersa. Da mesma maneira ocorre com os valores de turbidez, que estão em torno de 16 NTU, os quais não interferem no desenvolvimento das plantas aquáticas submersas, por serem considerados baixos.

Por fim, o transecto 10, que refere-se ao trajeto realizado com o objetivo de avaliar toda a área coberta pela imagem, o que implica em maiores variações de profundidade, acompanhadas nos pontos com plantas submersas, pela maior variabilidade no biovolume (Tabela 10).

### 6.3 Análise das correlações e inferência do biovolume

Nesta seção são analisadas as correlações entre os valores de reflectância de superfície para as bandas espectrais da imagem World View-2, extraídos da imagem corrigida radiométrica e atmosféricamente e reamostrada (pixel de tamanho 10m) e a profundidade da água, altura de plantas, e o respectivo biovolume.

Essa análise tem como objetivo verificar qual banda espectral do World View-2 tem melhor correlação com o biovolume e, a partir desta, verificar a possibilidade de inferência espacial a partir de um método de regressão, para em um segundo momento, comparar esse resultado com a inferência espacial do biovolume gerada a partir da técnica de krigagem.

As áreas 8 e 9 (abril de 2010) foram excluídas das análises a seguir, por terem sido adquiridas em um levantamento exploratório, por quase não apresentarem variabilidade (Figura 57) e pela defasagem de 8 meses entre o levantamento e a aquisição da imagem World View-2 (tomada em 30 de dezembro de 2010).

As tabelas mostram as correlações obtidas entre os valores de reflectância de superfície de cada banda espectral da imagem World View-2 com a profundidade do corpo d'água, altura da planta e biovolume, respectivamente.

**Tabela 11-** Correlação entre a profundidade e os valores de reflectância de superfície das bandas espectrais World View-2. Dados de profundidade obtidos nos levantamentos de novembro de 2010 (transectos de 1 a 7) e janeiro de 2011 (transecto 10).

PROFUNDIDADE	CORRELAÇÃO							
	B1 Costal	B2 Azul	B3 Verde	B4 Amarela	B5 Vermelha	B6 Vermelho limítrofe	B7 IVP 1	B8 IVP 2
<b>Transecto1</b>	0,2447	0,1563	0,4095	0,3198	0,0246	0,2526	0,1866	0,2191
<b>Transecto2</b>	0,1735	0,2328	0,1787	0,1600	0,0615	0,2747	0,0829	0,1202
<b>Transecto3</b>	0,3030	0,3586	0,3830	0,3651	0,3121	<b>0,5032</b>	0,3892	0,3801
<b>Transecto4</b>	-0,2327	-0,2695	-0,3871	<b>-0,5204</b>	-0,4748	-0,1679	0,0351	-0,1480
<b>Transecto5</b>	-0,0016	0,0377	0,0259	-0,0471	-0,0238	-0,0564	0,0021	0,0249
<b>Transecto6</b>	0,1007	0,1431	0,1897	0,0659	0,1137	0,0497	0,1270	0,1027
<b>Transecto7</b>	-0,0318	-0,0263	-0,0014	-0,0615	-0,1369	-0,0825	-0,1198	-0,0668
<b>Transecto10</b>	0,1209	0,1890	0,2330	0,0921	0,0911	0,0655	0,1039	0,0645

**Tabela 12 –** Correlação entre a altura da planta e os valores de reflectância de superfície das bandas espectrais World View-2. Dados de altura obtidos nos levantamentos de novembro de 2010 (transectos de 1 a 7) e janeiro de 2011 (transecto 10).

ALTURA	CORRELAÇÃO							
	B1 Costal	B2 Azul	B3 Verde	B4 Amarela	B5 Vermelha	B6 Vermelho limítrofe	B7 IVP 1	B8 IVP 2
<b>Transecto1</b>	-0,0159	-0,0154	-0,2214	-0,1166	0,0374	0,0654	-0,0263	0,0628
<b>Transecto2</b>	0,0748	0,1737	0,0672	0,0068	0,0922	0,0307	0,1882	0,1043
<b>Transecto3</b>	-0,1664	-0,0706	-0,1556	-0,2577	-0,1209	-0,1443	-0,0905	-0,2539
<b>Transecto4</b>	-0,3953	-0,4568	<b>-0,7004</b>	<b>-0,6378</b>	<b>-0,6827</b>	-0,3639	-0,2201	-0,2532
<b>Transecto5</b>	-0,0790	-0,0939	-0,1720	-0,1727	-0,0599	-0,1101	0,0244	-0,1015
<b>Transecto6</b>	-0,1668	-0,1766	-0,2353	-0,2470	-0,1630	-0,1797	-0,0959	-0,1691
<b>Transecto7</b>	-0,0247	-0,0724	-0,0461	-0,0200	-0,0205	-0,0689	-0,0590	-0,0178
<b>Transecto10</b>	0,0557	-0,0012	-0,0325	0,0069	-0,0651	0,0323	-0,0378	0,0303

**Tabela 13** - Correlação entre o biovolume e os valores de reflectância de superfície das bandas espectrais World View-2. Dados de biovolume estimados a partir de dados obtidos nos levantamentos de novembro de 2010 (transectos de 1 a 7) e janeiro de 2011 (transecto 10).

BIOVOLUME	CORRELAÇÃO							
	B1 Costal	B2 Azul	B3 Verde	B4 Amarela	B5 Vermelha	B6 Vermelho limítrofe	B7 IVP 1	B8 IVP 2
<b>Transecto1</b>	-0,0786	-0,0542	-0,2915	-0,1855	0,0187	-0,0036	-0,0743	-0,0031
<b>Transecto2</b>	-0,0115	0,0408	-0,0160	-0,0723	0,0609	-0,0970	0,1441	0,0444
<b>Transecto3</b>	-0,3336	-0,2651	-0,3624	-0,4387	-0,2867	-0,4119	-0,3073	-0,4650
<b>Transecto4</b>	-0,3088	-0,3728	<b>-0,5861</b>	-0,4741	<b>-0,5326</b>	-0,3130	-0,2297	-0,1960
<b>Transecto5</b>	-0,0841	-0,1296	-0,2040	-0,1599	-0,0490	-0,0768	0,0212	-0,1144
<b>Transecto6</b>	-0,1970	-0,2126	-0,2722	-0,2287	-0,1854	-0,1821	-0,1471	-0,2148
<b>Transecto7</b>	-0,0116	-0,0488	-0,0562	0,0009	0,0627	-0,0305	0,0221	0,0125
<b>Transecto10</b>	-0,0138	-0,1426	-0,2045	-0,0563	-0,1273	-0,0001	-0,0939	0,0026

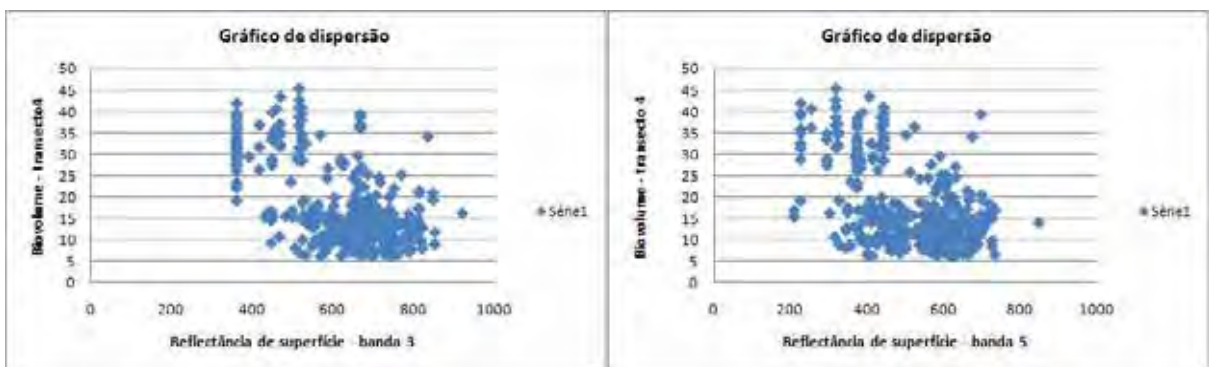
Ao analisar as correlações apresentadas nas tabelas anteriores, verifica-se que as maiores correlações registradas foram entre os valores de reflectância de superfície das bandas 3, 4 e 5 (verde, amarela e vermelha) da imagem World View-2 e os valores de altura da planta registrados para o transecto 4.

A correlação mais significativa para o transecto 4 foi entre a banda 3 (luz verde), e altura da planta, com um valor de correlação de -0,70. Analisando a Tabela 12 e a Figura 57 nota-se que o transecto 4 está entre aqueles que apresentam menores valores de altura da planta, profundidade e biovolume. A correlação negativa com a banda 3 (luz verde) indica que, quanto menor a altura da planta, maior o valor de brilho. Porém, analisando a Tabela 7, verifica-se que os valores de profundidade de Secchi correspondem à profundidade do corpo d'água, ou seja, parte da radiação atravessa a coluna d'água e chega ao fundo do corpo d'água, em todos os pontos amostrados. Ainda de acordo com a Tabela 7, infere-se que a radiação sofre pouco espalhamento e absorção decorrente da presença de sólidos em suspensão, pois os valores de turbidez atingem no máximo 6.18 NTU.

As correlações obtidas para profundidade e biovolume, não foram analisadas, pelo fato de terem apresentado valores baixos (menores que 60%), não tornando

segura qualquer afirmação, Além disso, segundo Crespo (2009), se  $0,3 \leq |r| < 0,6$  a correlação entre as variáveis é considerada fraca.

Uma das expectativas desta pesquisa era obter correlação entre uma banda espectral e o biovolume que permitisse inferir essa variável a partir dos valores registrados nessa banda espectral. Como isso não se concretizou foram produzidos os gráficos de dispersão (Figura 58) associando os valores de reflectância de superfície das bandas 3 e 5 e o biovolume do transecto 4, a fim de confirmar a inadequação dos dados para estimativa de uma equação de regressão.



**Figura 58** – Gráficos de dispersão entre os valores de reflectância de superfície das bandas 3 e 5 e os valores de biovolume do transecto 4.

A Figura 58 confirma a impossibilidade de se ajustar um modelo de regressão para os dados utilizados, de modo que foi utilizada a técnica de krigagem ordinária para espacialização do biovolume.

Para tanto, testes foram necessários. A primeira etapa do processo foi analisar a anisotropia nas seguintes direções:  $0^\circ$ ,  $30^\circ$ ,  $60^\circ$ ,  $90^\circ$ ,  $120^\circ$ ,  $150^\circ$ . Dentre essas, a de maior alcance foi na direção de  $0^\circ$  e ortogonal, de  $90^\circ$ , de modo que o semivariograma foi modelado primeiramente na direção de menor alcance ( $90^\circ$ ) e, na sequência, com a de maior alcance ( $0^\circ$ ). A Tabela 14 apresenta os parâmetros definidos para o semivariograma e as Figura 59 mostra esses semivariogramas.

Tabela 14 – Parâmetros do semivariograma

Direção	Efeito pepita	Modelo matemático	Contribuição	Alcance	Razão Anisotropia
0°	50	Gaussiano	100	400	0,001
90°	50	Gaussiano	53	280	1

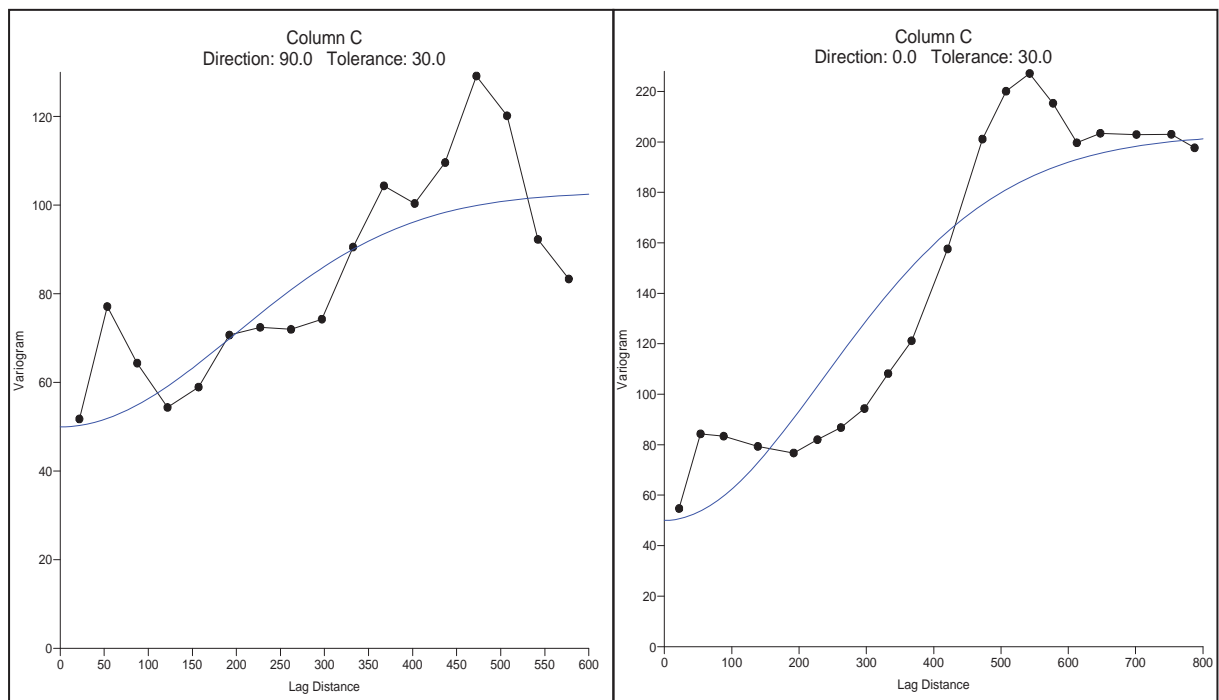


Figura 59 – Semivariograma para menor alcance à esquerda (90°) e para maior alcance à direita (0°)

Após a modelagem do semivariograma foi realizada a interpolação por krigagem, utilizando um espaçamento de 10x10m. A Figura 60 mostra a distribuição dos pontos onde foram adquiridas as informações de biovolume.



**Figura 60** – Pontos amostrados no levantamento hidroacústicos sobrepostos à composição colorida das bandas 2, 3 e 5 da imagem World View-2, associadas às cores B(azul), G(verde) e R(vermelho).

Analisando a Figura 60 verifica-se que os pontos utilizados no processo de krigagem não se apresentam distribuídos de forma a contemplar toda a cena, fazendo com que muitas regiões não tenham informação. Isto dificulta a tarefa do interpolador, pois o mesmo não consegue encontrar elementos amostrais suficientes no seu raio de busca.

#### 6.4 – Mapeamento do biovolume

Neste item serão apresentados os resultados obtidos no mapeamento do biovolume, bem como os resultados da grade de interpolação obtida a partir da técnica de krigagem e o resultado da classificação não supervisionada das bandas espectrais da imagem World View-2.

A Figura 61 apresenta a grade obtida através da krigagem, já suavizada.



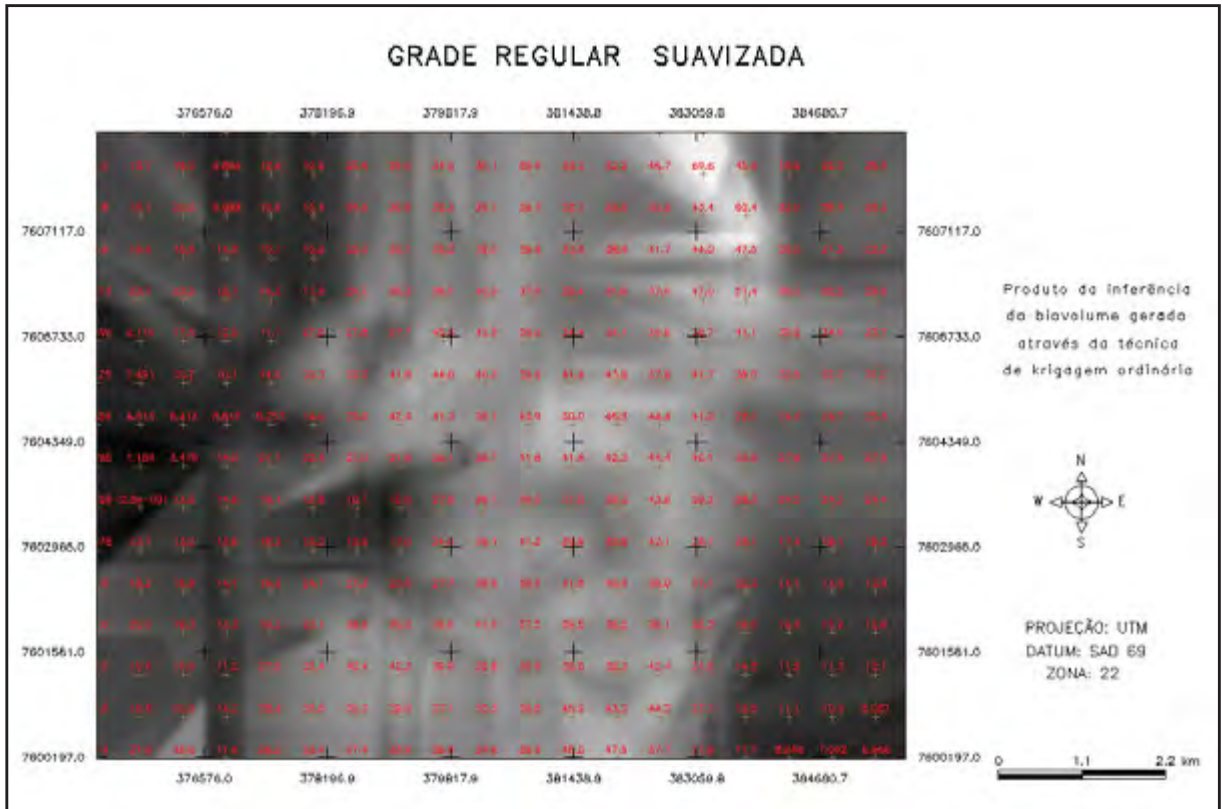


Figura 61 – Grade de interpolação do biovolume gerada através da técnica de krigagem

O mapa temático com as classes generalizadas gerado a partir da classificação não supervisionada por regiões é mostrado na Figura 62.

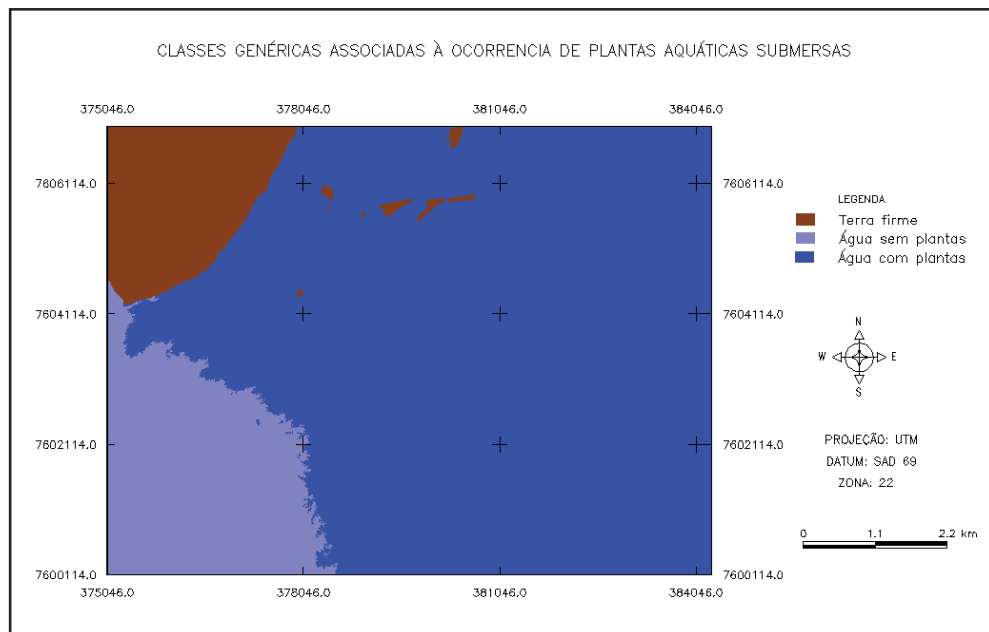


Figura 62 – Classes genéricas associadas à ocorrência de plantas aquáticas submersas

A partir do mapa temático foi gerada uma máscara e a grade interpolada recortada. Na sequência, foi realizado o fatiamento utilizando intervalos de biovolume de 15%, gerando assim, 13 classes mapeadas.

O mapa do biovolume produzido a partir da inferência realizada utilizando a técnica de krigagem é apresentado na Figura 63, em classes definidas com base nas porcentagens de biovolume estimadas, variando de 0 a > 60%. Na área considerada nesta análise (8501.92 ha, área abrangida pela cena World View-2), verifica-se que em 6691 ha ocorrem plantas aquáticas submersas em diferentes densidades.

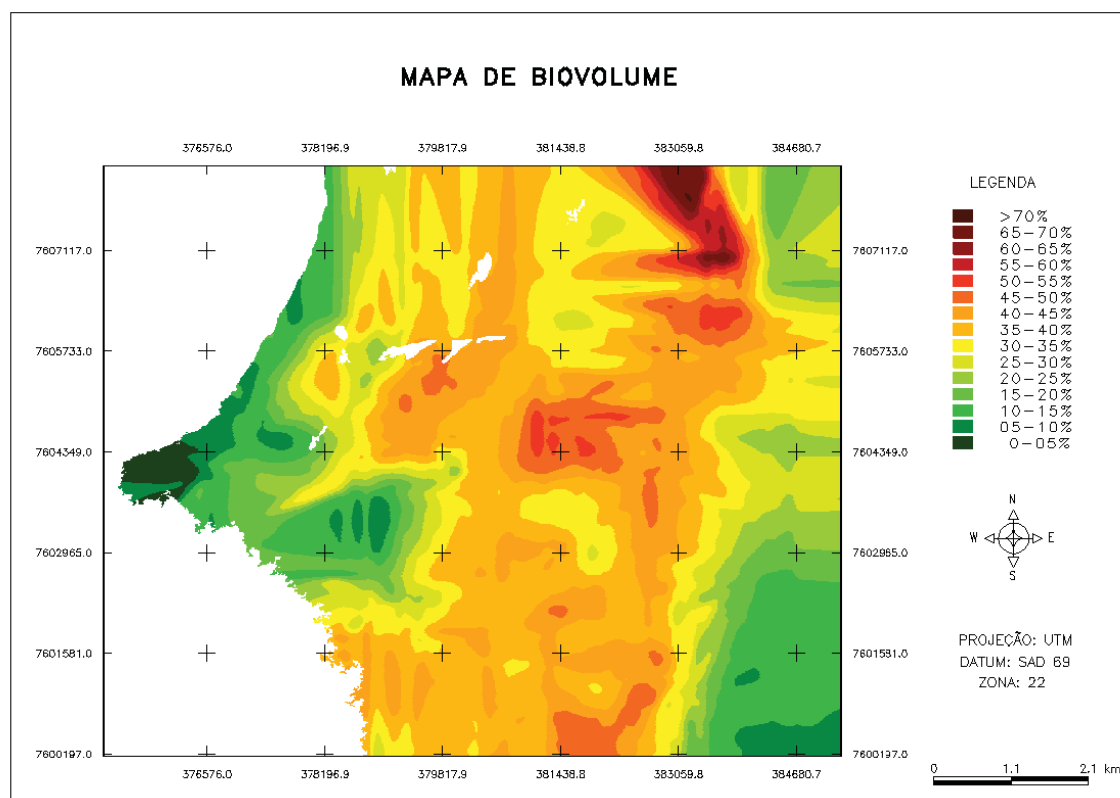


Figura 63 – Mapa temático do biovolume variando em intervalos de 5%.

De posse do mapa temático, foi possível quantificar as classes de variação do biovolume (Tabela 15).

**Tabela 15** – Quantificação em área (ha) para os intervalos de variações no biovolume

Intervalos de variação no biovolume (%)	Área ocupada na cena (ha)
0 – 05	51,66
05 – 10	221,87
10 – 15	687,39
15 – 20	397,67
20 – 25	531,01
25 – 30	731,54
30 – 35	1105,87
35 – 40	1498,79
40 – 45	964,68
45 – 50	316,71
50 – 55	79,92
55 – 60	46,66
60 – 65	23,28
65 – 70	33,26
> 70	0,71

Analisando a Tabela 15, verifica-se que na área onde foram realizados os estudos, predominam os locais com biovolume de 30-35% e 35-40%.

A análise de qualidade do mapa de biovolume obtido a partir da krigagem (Figura 63) foi realizada com base nos valores obtidos para o índice kappa e para a exatidão global e na análise da matriz de confusão para as classes mapeadas.

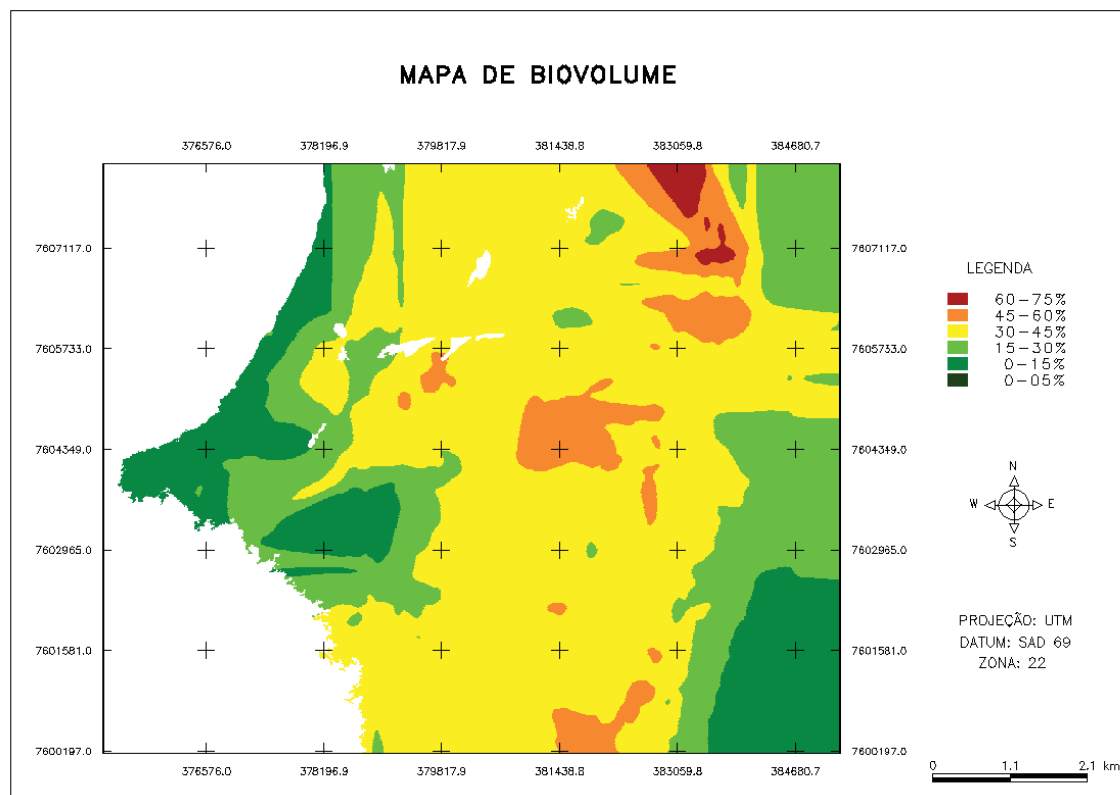
O valor obtido para o índice kappa foi de 0,2042, a exatidão global foi de 0,3013 (405/1344) e a matriz de confusão para as classes mapeadas é apresentada a seguir.

**Tabela 16** – Matriz de confusão para krigagem ordinária anisotrópica, intervalo de biovolume de 5%

	0-5%	5-10%	10-15%	15-20%	20-25%	25-30%	30-35%	35-40%	40-45%	45-50%	50-55%	55-60%	60-65%	65-70%	70-75%
0-05%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
05-10%	12	71	8	3	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
10-15%	3	72	45	25	3	2	5	2	0	0	0	0	0	0	0
15-20%	2	2	10	11	4	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0
20-25%	3	7	9	15	4	5	2	2	0	0	0	0	1	0	0
25-30%	0	5	5	11	31	24	9	2	4	0	2	0	0	0	0
30-35%	0	2	4	4	15	34	30	17	11	7	6	2	2	0	0
35-40%	0	3	7	7	13	27	59	112	69	40	19	9	3	0	1
40-45%	0	1	2	1	1	7	20	73	98	85	41	14	5	1	0
45-50%	0	0	3	1	1	2	3	4	14	10	12	5	4	0	0
50-55%	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0
55-60%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
60-65%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
65-70%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
70-75%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Os resultados obtidos (Tabela 16) indicam pequeno grau de concordância entre valores reais e estimados para alguns intervalos e mostram que a exatidão global apresentou uma baixa porcentagem de acertos. De acordo com a matriz de confusão, a baixa concordância ocorre principalmente para intervalos próximos.

Sendo assim, a fim de minimizar a confusão ocorrida entre as classes, um novo intervalo para o mapeamento das classes foi definido. Neste segundo momento, foi definido um intervalo de biovolume maior (15%). Para isso, um novo mapa de biovolume foi gerado, desta vez, com as classes variando em intervalos de biovolume de 15%. A Figura 64 apresenta o novo mapa de biovolume.



**Figura 64** – Mapa temático do biovolume variando em intervalos de 15%.

A partir do mapa de biovolume (Figura 64), as classes de variação do biovolume foram quantificadas (Tabela 17) e os valores de índice kappa e exatidão global obtidos são mostrados na Tabela 18.

**Tabela 17** – Quantificação em área (ha) para os intervalos de variações no biovolume

Intervalos de variação no biovolume (%)	Área ocupada na cena (ha)
0 - 15	960,93
15-30	1660,28
30-45	3569,35
45-60	443,29
60-75	57,25

A Tabela 17 mostra que os locais os valores de biovolume entre 15 e 30% e entre 30 e 45% predominam na área, diferentemente do mapeamento anterior. Esse valor percentual de biovolume, apesar de não representar uma grandeza volumétrica, é uma quantificação útil para propostas de manejo de plantas aquáticas submersas, já que para sua

estimativa inicial são levados em conta a altura das plantas, profundidade da água e cobertura por plantas.

O valor do índice kappa obtido com esses novos intervalos aumentou para 0,4425 e a exatidão global para 0,6250 (840/1344). Quando comparada a exatidão global obtida para o mapa de biovolume com intervalos de biovolume 15% e 5%, verifica-se que houve um aumento considerável na concordância entre real e inferido, o que pode ser confirmado analisando a matriz de confusão apresentada na Tabela 18, apesar desta mostrar que ainda permanecem confusões.

**Tabela 18** – Matriz de confusão para krigagem ordinária anisotrópica, intervalo de biovolume de 15%

	0-15%	15-30%	30-45%	45-60%	60-75%
0-15%	<b>210</b>	<b>35</b>	<b>9</b>	0	0
15-30%	<b>45</b>	<b>110</b>	<b>22</b>	<b>2</b>	<b>1</b>
30-45%	<b>18</b>	<b>106</b>	<b>490</b>	<b>222</b>	<b>12</b>
45-60%	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>21</b>	<b>30</b>	<b>4</b>
60-75%	0	0	0	0	0

De acordo com a matriz de confusão, os dados que apresentam baixa concordância estão no intervalo 30-45%, que foram atribuídos às variações de biovolume entre 15-30% e 45-60%.

## 7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As análises realizadas buscaram inicialmente, corroborar a hipótese de que, mesmo em se tratando de uma imagem multiespectral (e não hiperespectral como se previa originalmente) a correlação entre biovolume de plantas aquáticas submersas e valores de brilho registrados em bandas do espectro óptico visível, viabilizaria a utilização da imagem multiespectral na inferência do biovolume, desde que essa vegetação ocorresse em condições específicas, notadamente quando há penetração de luz na água e condições de espalhamento de luz no corpo d'água que favoreçam sua detecção. Esta primeira hipótese não se concretizou.

A falta de um padrão regular na aquisição das medidas ecobatimétricas foi condicionada pelas características do próprio ambiente aquático em estudo, ou seja, pela dificuldade de navegação causada pela presença de “paliteiros” ao longo do reservatório de Porto Primavera, cuja formação ocorreu sem a retirada da vegetação de terra firme. Essa dificuldade na aquisição dos dados “in situ” levou à proposição de uma segunda hipótese, relacionada com a utilização de dados multisensor (ópticos e acústicos) para mapear as áreas de infestação por plantas aquáticas submersas e estimar qual a densidade dessa ocorrência. Essa diretriz foi decisiva na realização do mapeamento de áreas infestadas por plantas aquáticas e na espacialização do biovolume.

A partir da análise das curvas espectrais foi possível verificar que em nenhuma das campanhas de campo as curvas de reflectância apresentam feições espectrais características de macrófitas aquáticas submersas, ou seja, um pico em torno de 700nm e o outro por volta de 815nm (HAN e RUNDQUIST, 2003), apesar do ecobatímetro ter registrado presença de plantas nesses pontos. Desta maneira, foi estimada a derivada de primeira ordem, com o objetivo de confirmar a ausência desses picos. Isto é possível, pelo fato da primeira derivada eliminar os sinais de fundo, remover a sobreposição entre feições espectrais e realçar os componentes de menor intensidade que participam da composição de um espectro (GOODIN et al., 1993).

A análise derivativa de todas as curvas constatou a ausência de feições espectrais associadas à macrófitas submersas, pelo fato dessas não apresentarem os picos característicos: positivo em 700nm e negativo em torno de 720nm (HAN, 2002).

A ausência de feições nas curvas de reflectância e na primeira derivada, para os pontos adquiridos nos dias 13/04/10 e 28/11/10, pode estar associada à atenuação relacionada com a altura da coluna d'água (MOBLEY, 1994) e presença de componentes opticamente ativos (DEKKER, 1993). Para os dados de 13/04/10 a altura da coluna variou de 1,22 a 2,14m e para o dia 28/11/10 foi de 0,74 a 2,57m, distâncias essas que podem ser consideradas capazes de atenuar a radiação que penetra no corpo d'água, assim, a radiação ascendente perde intensidade e a resposta da vegetação não é registrada pelo sensor.

Outro fator que contribui para a atenuação é a presença dos componentes opticamente ativos representados aqui pela turbidez. Essa componente é responsável pelo aumento da absorção e espalhamento da radiação. Os valores de turbidez obtidos no dia 13/04/10 não ultrapassaram 17 NTUs e do dia 28/11/10 estavam em torno de 11 NTUs, considerados baixo segundo a resolução CONAMA nº 357/05, para águas de classe II, porém, podem ser suficientes para atenuar o fluxo radiante (DEKKER, 1993).

Para os dados do dia 27/11/10, a turbidez apresenta valores de 1,85 a 6,16 NTUs, já para os pontos D1, D2 e D3 dos dias 11 e 13 de janeiro de 2011 a turbidez estava em torno de 6 NTUs. Analisando esses valores de turbidez (considerados baixos) é possível dizer que este não é o fator responsável pela ausência das feições. Porém, com relação à altura da coluna d'água, a menor altura em 27/11/10 foi de 0,53 chegando a 3,14m e para os pontos D1, D2 e D3, esta variou de 0,99 a 3,02m. Sendo assim, é possível dizer que o fator que está atenuando a radiação que penetra no corpo d'água e diminuindo a radiação ascendente é a altura da coluna d'água.

Com relação às análises de correlação entre a profundidade, o biovolume e a altura da planta e as bandas espectrais da imagem World View-2 verifica-se que as maiores correlações registradas foram entre os valores de reflectância de superfície das bandas 3, 4 e 5 (verde, amarela e vermelha) da imagem World View-2 e os valores de altura da planta registrados para o transecto 4.

As correlações entre profundidade, biovolume e as bandas espectrais da imagem World View-2 apresentou valores baixos (menores que 60%), o que não permite



fazer qualquer afirmação. Desta maneira, conclui-se que os dados são inadequados para estimativa de uma equação de regressão. Sendo assim, a inferência a partir da regressão não foi realizada.

A técnica de mapeamento do biovolume das plantas aquáticas submersas proposto no presente trabalho foi a krigagem. Sendo assim, foi realizada a krigagem ordinária anisotrópica, com espaçamento de 10m. A grade resultante da inferência foi suavizada, a partir de um filtro passa baixa-média, foram extraídas as áreas sem probabilidade de ocorrência de plantas: terra firme (parte de cobertura terrestre na imagem) e água sem plantas (parte do rio com maior profundidade e turbidez, inadequada para o desenvolvimento de plantas submersas) e na sequência, a grade foi fatiada utilizando dois intervalos de biovolume 5% e 15%.

A fim de verificar a qualidade do mapeamento, foi calculado o índice de concordância *Kappa*, a exatidão global e gerada a matriz de erro para os dois intervalos de biovolume (5% e 15%). O valor do índice *kappa* obtido para o intervalo de 5% foi de 0,2042 e a exatidão global foi de 0,3013 (405/1344), o que permite classificar a qualidade do mapa temático como razoável. Já para o intervalo de 15%, o valor do índice *kappa* foi de 0,4425 e a exatidão global foi de 0,6250 (840/1344), o que indica que o mapa gerado apresenta boa qualidade. Quando comparada a exatidão global obtida para o mapa de biovolume com classes variando em intervalos de biovolume 15% e para o mapa com intervalo de 5%, verifica-se que houve um aumento considerável na quantidade de acertos.

Considerando que o intervalo mais adequado para discriminar as variações de biovolume foi o de 15%, pode-se concluir que na área onde foram realizados os estudos, predominaram os locais com biovolume de 15-30% e 30-45%.

Diante do exposto, é possível concluir que o objetivo do presente trabalho foi cumprido e que a utilização de dados multisensor, explicitada como uma alternativa para mapear áreas de difícil acesso, possibilitou tanto a exclusão das regiões sem ocorrência de plantas aquáticas submersas, quanto o mapeamento das variações de biovolume nas áreas infestadas. Portanto, a integração de dados de sensoriamento remoto óptico e acústico foi determinante na realização do mapeamento proposto.

Porém, algumas dificuldades foram enfrentadas. Uma das etapas críticas na execução do trabalho foi a aquisição da imagem multiespectral World View-2 simultânea

ao levantamento de campo, devido às condições meteorológicas do período. Desta forma, os levantamentos de campo foram realizados em: 13 de abril de 2010, 27 e 28 de novembro de 2010 e 11, 13 e 14 de janeiro de 2011, enquanto a aquisição da imagem ocorreu dia 30 de dezembro de 2010, o que implica em uma defasagem considerável entre as datas de levantamento e a aquisição da imagem.

Na imagem foram realizadas a correção radiométrica e atmosférica. Apesar do resultado da correção atmosférica ter sido considerado satisfatório, o ideal seria a obtenção direta dos parâmetros atmosféricos necessários aos modelos. Porém, devido a essa dificuldade, a alternativa foi utilizar dados MODIS para a estimativa do vapor d'água e valores empíricos para a visibilidade, bem como realizar uma análise dos alvos; mostrando-se uma boa opção para correção de cenas World View-2.

Após a realização dessas correções o tamanho do pixel da imagem World View-2 foi reamostrado a fim de reduzir o efeito da reflexão especular presente na imagem. Assim, o pixel que possuía o tamanho de 2m, após o procedimento, passou a ter 10m. Porém, só o fato de reamostrar o tamanho do pixel não foi suficiente para reduzir as variações radiométricas encontradas na imagem, o qual acabou interferido nos resultados obtidos para as correlações entre profundidade, altura da planta, biovolume e as bandas espectrais da imagem World View-2.

Outro fator que interferiu em parte do resultado final, foi a aquisição dos dados ecobatimétricos sem um padrão regular. Segundo alguns autores, uma distribuição estratificada sistemática não alinhada, ou seja, a qual combina o baixo potencial para tendências do esquema aleatório com a propriedade de maior cobertura geográfica dos padrões sistemático e estratificado, tem sido apontada por alguns autores como sendo o delineamento amostral mais adequado tanto para o interpolador realizar sua tarefa quanto para a estimativa de exatidão de classificação.

Levando em consideração os resultados obtidos, algumas recomendações podem ser feitas, como:

- Utilização de dados hiperespectrais, pois as bandas espectrais desse tipo de sensor são suficientemente estreitas para detectar feições de absorção e reflexão relacionados com plantas submersas;

- Utilização de alguns recursos para suavizar as variações radiométricas da imagem;
- Outras abordagens de inferência espacial, como Redes Neurais Artificiais (RNA);
- Mapeamento temporal visando identificar áreas alagadas com vegetação não retirada “paliteiros”; a fim de analisar as limitações logísticas da área de estudos. No presente trabalho, a maior dificuldade referiu-se à navegação, pelo fato do ecobatímetro estar posicionado a 0,50m de profundidade e de ser uma área inundada e com grande quantidade de paliteiros. Esse fator não permitiu que a aquisição dos dados ecobatimétricos fosse realizada da maneira adequada, trazendo prejuízos na interpolação por krigagem e na análise de qualidade realizada.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKLESON, S. G.; KLEMAS, V.. Remote Sensing of submerged aquatic vegetation in lower Chesapeake Bay: A comparison of Landsat MSS to TM Imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 22, p. 235-245, 1987.

ANALITICAL SPECTRAL DEVICES, Inc. **HandHeld Spectroradiometer: User's guide**. Boulder: ASD Inc., 2002

ANDREW, M. E.; USTIN, S. L.. The role of environmental context in mapping invasive plants with hyperspectral image data. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 4301-4317, 2008.

ANDRIOTTI, J. L. S. **Fundamentos de estatística e geoestatística**. São Leopoldo: Unisinos, 2003. 165 p.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície de Curuai/rio Amazonas**. 2005. 258p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. INPE. São José dos Campos.

BIOSONICS INC. Disponível em [www.biosonicsinc.com](http://www.biosonicsinc.com), acesso em: 18 de março de 2008.

BRITES, R. S.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S.. Efeitos da estratégia de amostragem na exatidão reportada pelo índice kappa na classificação de imagens orbitais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., Salvador, 1996. **Anais**. São José dos Campos, INPE. v.1, p.1-7.

BUKATA, R. P. J.; KOONDRATYEV, K.Y.; POZOZDNYAKOV, D.V. **Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters**. Boca Taton: CRC, 1995. 362p.

BURKS, R. L., JEPPESEN, E., LODGE, D. M. Littoral zone structures as *Daphnia* refugia against predators. **Limnology and Oceanography**, v. 46, p. 230-237, 2001.

CAMARGO, E. C. G. **Desenvolvimento, implementação e teste de procedimentos geoestatísticos (krigeagem) no sistema de processamento de informações georreferenciadas (SPRING)**. 1997. 106f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. INPE, São José dos Campos.

CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo, T. Matsumura-Tundisi (eds). **Limnology in Brazil**. ABD/SBL. Rio de Janeiro. 1995. p.137-149.

CARDER, K. L.; STEWARD, R. G. A Remote-Sensing Reflectance Model of a Red-Tide Dinoflagellate Off West Florida. **Limnology and Oceanography**, Tester, v. 30, n. 2, p. 286-298, mar. 1985.

CARVALHO, F.T; VELINI, E. D.; CAVENAGHI, A. L. NEGRISOLI, E.; CASTRO, R. M.. Influência da turbidez da água do rio Tietê na ocorrência de plantas aquáticas. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 359-362, 2005.

CAVENAGHI, A. L.; VELINI, E. D.; GALO, M. L. B. T.; CARVALHO, F. T.; NEGRISOLI, E.; TRINDADE, M. L. B.; SIMIONATO, J. L. A. Caracterização da qualidade da água e sedimentos relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da Bacia do Rio Tietê. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v.21, p. 43-52, 2003. Edição Especial.

CAVENAGHI, A. L. **Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a concorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da bacia do Rio Tietê**. 2003. 73 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas. Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

CESP. Disponível em: [www.cesp.com.br](http://www.cesp.com.br), acesso em abril de 2011.

COELHO, R. M. P. **Uma nova ferramenta na gestão de reservatórios em Minas Gerais: Avaliação – em tempo real – da disponibilidade de recursos pesqueiros através da utilização de técnicas hidroacústicas**. Relatório final de atividades - FAPEMIG, Belo Horizonte-MG, julho de 2008.

COHEN, J.. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and psychological measurement**, v. 20, 1960.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data:principles and practices**. Boca Raton: CRC Press. 1998,137p.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K.. A practical look at the sources of confusion in error matrix generation. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.59, n.5, p.641-4, 1993.

CONGALTON, R. G.. A comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.54, n.5, p.593-600, 1988.

CONGALTON, R. G.; ODERWALD, R. G.; MEAD, R. A.. Assessing Landsat classification accuracy using discrete multivariate analysis statistical techniques. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.49, n.12. p.1671-78, 1983.

COOK, C. D. K.; URMI-KONIG, K. A revision of the genus *Egeria* (Hydrocharitaceae). **Aquatic Botany**, v. 19, p. 73-96, 1984.

CRESPO, A. A. **Estatística fácil**. São Paulo: Saraiva, 2009.

CPTEC. Disponível em: [www.cptec.inpe.br](http://www.cptec.inpe.br), acesso em abril, 2011.

DEKKER, A G. **Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing**. 1993. 211f. Tese (PhD theses) Free University, Amsterdam.

DEMETRIADES-SHAH, T. H.; STEVEN, M. D.; CLARK, J. A. High resolution derivative spectra in remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 33, p. 55 - 64, 1990.

DIGITALGLOBE. Disponível em: [www.digitalglobe.com](http://www.digitalglobe.com), acesso em março de 2010.

DUARTE, C. M. Use of echosounder tracing to estimate the aboveground biomass of submersed plants in lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 44, p. 732–735, 1987.

ENNES, R. **Potencial das imagens hiperespectrais orbitais na detecção de componentes opticamente ativos no reservatório de Itupararanga**. 2008. 127f. (Mestrado em Ciências Cartográficas) Faculdade de Ciências e Tecnologia – FCT – Unesp, Presidente Prudente, SP.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos e limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP, 1998.

FIDALGO, E. C. C.. **Exatidão no processo de mapeamento temático da vegetação de uma área de Mata Atlântica no Estado de São Paulo, a partir de imagens TM-Landsat**.1995.

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. INPE. São José dos Campos, INPE.

GITELSON, A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 17, p. 3367-3373, 1992.

GOODIN, D.G.; HAN, L.; FRASE, R.N.; RUNDQUIST, C.; STEBBINS, W.A.; SCHALLES, J.F. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectral. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v.59, n.4, p.505-510, 1993.

GOOVAERTS, P. **Geostatistics for natural resources evaluation**. New York: Oxford University, 1997.

HAN, L. Spectral reflectance of *Thalassia testudinum* with varying depths. **IEEE**, 2002.

HAN, L. Spectral reflectance with varying suspended sediment concentrations in clear and algae-laden waters. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**. Tuscaloosa, v. 63, n. 6, p. 701 – 705, junho 1997.

HAN, L.; RUNDQUIST, D. C. . The spectral responses of ceratophyllum demersum at varying depths in an experimental tank. **International Journal of Remote Sensing**, vol. 24, n. 4, 859–864, 2003.

HAN, L.; RUNDQUIST, D. C.. Comparison of NIR/RED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal-chlorophyll concentration: a case study in a turbid reservoir. **Remote Sensing of Environment**, vol. 62, p. 253-261, 1997.

HESTIR, E. L.; KHANNA, S.; ANDREW, M. E.; SANTOS, M. J.; VIERS, J. H.; GREENBERG, J. A.; RAJAPAKSE, S. S.; USTIN, S. L.. Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 4034-4047, 2008.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **An introduction to applied geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989. 561 p.

ISTVANOVICS, V.; HONTI, M.; KOVACS, A.; OSZTOICS, A. Distribution of submerged macrophytes along environmental gradients in large, shallow Lake Balaton (Hungary). **Aquatic Botany**, v. 88, p. 317-330, 2008.

ITT – VISUAL INFORMATION SOLUTIONS. **ENVI Help**. Boulder: ITT, 2010.

JENSEN, J. R.. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres**. São José dos Campos: Parêntese, 2009, 598p.

JENSEN, J.R.. **Remote Sensing of Environment: an Earth Resource Perspective**. Upper Saddle River:Prentice Hall, 2000, 544p.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied multivariate statistical analysis**. 6<sup>th</sup> Edition. Delhi: Pearson Education, 2007.

KAMBEL, M.; NOVO, E. M. L. M. O Sensoriamento Remoto da cor da água. In: SOUZA, R. B. **Oceanografia por satélites**. São Paulo: Oficina de textos, 2005. p. 179-196.

KIRK, J.T.O. **Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems**. London: Cambridge University Press, 1994, v. 2, p. 507.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos**. 2. ed. São Paulo: Unesp, 2003. 253 p.

LATORRE, M. L. **Utilização de um método de correção atmosférica para o processamento de dados hiperespectrais do sensor AVIRIS em regiões tropicais**. 1998. 106 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos.

LEWIS, C. A.; LESTER, N. P.; BRADSHAW, A. D.; FITZGIBBON, J. E.; FULLER, K.; HAKANSON, L.; RICHARDS, C. Consideration of scale in habitat conservation and restoration. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 53, p. 391–402, 1996.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote sensing and image interpretation**. New York: John Wiley e Sons Inc., 1994.



LODHI, M. A., RUNDQUIST, D. C., HAN, L., KUZILA, M. S. The potencial for remote sensing of loss soils suspended in surface waters. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 33, n. 1, p. 111-117, 1997.

LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil: terrestres aquáticas, parasites e tóxicas. **Instituto Plantarum**, 2000.

LURTON, X.. An **Introduction to Underwater Acoustics: Principles and Applications**. New York: Spring, 2002.

MACEINA, M. J.; SHIREMAN, J. V. The use of a recording fathometer for determination of distribution and biomass of hydrilla. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 18, p. 34–39, 1980.

MALTHUS, T.J.; GEORGE, D.G. Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni Reservoir, Anglesey, UK. **Aquatic Botany**, v.58, p. 317-332, 1997.

MARCONDES, D. A. S.; MUSTAFA, A. L.; TANAKA, R. H. Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupuíá. In: THOMAS, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 299-317.

MCCLUNEY, W.R. Ocean Color Spectrum Calculations. **Applied Optics**, v.13, n.10, p. 2422-2429, 1974.

MENENDEZ, M.; SANCHES. Seasonal variations in P-I responses of Chara hispida L. and Potamogeton pectnatus L. from stream mediterranean ponds. **Aquatic botany** v. 61, p. 1-15, 1998.

MIGUENS, A. P. **Navegação Eletrônica e em condições especiais**. v. 3, 2000.

MILLER, R. L.; MCKEE, B. A.. Using MODIS Terra 250 Imagery to Map Concentrations of Total Suspended Matter in Coastal Waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 93, p. 259-266, 2004.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

MOBLEY, C. D. **The optical properties of water**. In: Handbook of Optics (M. Bass, Ed.). McGraw-Hill Book, New York, 1994.

NORRIS, J. G.; WYLLIE-ECHEVERRIA, S.; MUMFORD, T.; BAILY, A.; TURNER, T. Estimating basal area coverage of subtidal seagrass beds using underwater videography. **Aquatic Botany**, v. 58, p. 269–287, 1997.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. Sao Paulo: Blucher, 2008.

OKUNO, E.; CALDAS, I. L.; CHOW, C. **Física para ciências biológicas e biomédicas**. São Paulo: Harper & Row do Brasil, 1982.

PITELLI, R. A. **Macrófitas aquáticas no Brasil, na condição de problemáticas**. Workshop Controle de Plantas Aquáticas. Brasília: IBAMA, 1998.

QUIBELL, G. The effect of Suspended Sediment on Reflectance from Freshwater Algae. **International Journal of Remote Sensing**, v. 12, n.1, p. 177 – 182, jan. 1991.

RESNICK, R.; HALLIDAY, D. **Física 2**. 4ª edição. Rio de Janeiro: LTC – Livro Técnicos e Científicos Editora S. A., 1984.

RODELLA, N. A.; COSTA, N. V.; COSTA, L. D. N. C.; MARTINS, D. Diferenciação entre *Egeria densa* e *Egeria najas* pelos caracteres anatômicos foliares. **Planta daninha**, Viçosa-MG, v. 24, n. 2, p. 211-220, 2006.

ROBIN, M. **La Télédétection**. Paris: Nathan, 1995.

ROSENFELD, G. H.; FITZPATRICK-LINS, K.. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.52, n.2, p.223-7, 1986.

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 à compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. 2006. 138 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos.

RUNDQUIST D. C.; HAN, L.; 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**, Lincoln, v. 62, n. 2, p. 195-200, fev. 1996.

SABOL, B. M. **Operating instructions manual for the acoustic – based submersed aquatic plant mapping system**. U.S. Army Corps of Engineers. 2003.

SABOL, B. M.; MELTON, R. E.; CHAMBERLAN, R.; DOERING, P.; HAUNERT, K.. Evaluation of a digital echo sounder system for detection of submersed aquatic vegetation. **Estuaries**, v. 25, p. 133-141, 2002.

SABOL, B. M.; MELTON JR., R. E. Development of an automated system for detection and mapping of submersed aquatic vegetation with hydroacoustic and global positioning technologies, report I: the submersed aquatic vegetation early warning system (SAVEWS)-system description and user's guide (Version 1.0). **Jt. Agency Guntersville Project Aquatic Plant Management**, 1995.

SCHRIVER, P.; BOGESTRAND, J.; JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M. Impact of submerged macrophytes on fish–zooplankton–phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. **Freshwater Biology**. v. 33, p. 255-270, 1995.

SPENCER, D. F.; KSANDER, G. G. Using videotaped transects to estimate submersed plant abundance in Fall River, California. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 36, p. 130–137, 1998.

STORY, M.; CONGALTON, R. G.. Accuracy assessment: A user's perspective. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 52, p. 397-399, 1986.

TANAKA, R. H. **Eficácia de fluridone para o controle de *Egeria ssp.* em caixas d'água e em represa de pequeno porte sem fluxo de água**. 2000. 157 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas. Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; PAGIORO, T. A.. Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo. In: THOMAS, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 299-317.

TSAI F.; PHILPOT W. Derivative analyses of hiperespectral data. **Remote Sensing of Environment**. St. Paul, v. 66, p 41-51, 1998.

URICK, R. J., **Principles of Underwater Sound**, 2 ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1975.

VALLEY, R. D.; DRAKE, M. T. What does resilience of a clear-water state in lakes mean for the spatial heterogeneity of submersed macrophyte biovolume? **Aquatic botany**. v. 87, p. 307-319, 2007.

VALLEY, R. D.; DRAKE, M. T. Accuracy and precision of hidroacoustic estimates of aquatic vegetation and the repeatability of whole-lake surveys field tests with a commercial echosounder. **Minnesota Department of Natural Resources Investigational Report**. 2005. Disponível em <http://www.biosonicsinc.com>, acesso em outubro de 2006.

VALLEY, R. D.; DRADE, M. T.; ANDERSON, C. S.. Evaluation of alternative interpolation techniques for the mapping of remotely-sensed submersed vegetation abundance. **Aquatic Botany**, v. 81, p. 13-25, 2005.

VELINI, E. D.; GALO, M. L. B. T.; CARVALHO, F. T.; MARTINS, D.; TRINDADE, M. L. B.; CAVENAGHI, A. L.; SANTOS, S. C.; SIMIONATO, J. L. A. Monitoramento dos problemas com plantas aquáticas em dez reservatórios dos rios Tietê, Grande, Pardo e Mogi-Guaçu. In: CONGRESSO DE INOVAÇÃO TECNOLÓGICA EM ENERGIA ELÉTRICA, 1, 2001. **Anais ...** Brasília, 2001.

VELINI, E.D. Controle de plantas daninhas aquáticas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 22, 2000, Foz de Iguaçu. **Anais...** Foz de Iguaçu: SBCPD, 2000. p.137-147.

VIS, C.; HUDON, C.; CARIGNAN, R. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales. **Aquatic Botany**, v. 77, p. 187–201, 2003.

WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. **Geostatistics for environmental scientists**. England: John Wiley & Sons, 2007.

YUAN, L.; ZHANG, L-Q.. Mapping large-escale distribution of submerged aquatic vegetation coverage using remote sensing. **Ecological informatics**, v. 3, p. 245-251, 2008.

## **APÊNDICE A**

### **Arquivo de saída do ecobatímetro**

## [Configuration Data]

DT4 file name, C:\Users\Lourdes\Desktop\DADOS\_CAMPO\_PARANA\ECO\Parana\_13-04-10\Ecobatimetro\Rio\_Parana\_13-04-10\20100413\_122450.dt4

INI file name, C:\Users\Lourdes\Desktop\DADOS\_CAMPO\_PARANA\ECO\Parana\_13-04-10\Ecobatimetro\Rio\_Parana\_13-04-10\20100413\_122450.INI

Output file name, C:\Users\Lourdes\Desktop\DADOS\_CAMPO\_PARANA\ECO\Parana\_13-04-10\Ecobatimetro\Rio\_Parana\_13-04-10\20100413\_122450\_3.9m.ODF

Using default value for Error Logging Level

Using default value for Maximum Bottom Change

## System And Environmental Parameters

ALPHA, Alpha, 0

BIAS, Bias, -5

SL, Source Level, 220

RL, Receiver Level, -60

LAYER\_HEIGHT, Layer Height, 0.018

MAX\_BOTTOM\_CHANGE, Max Bottom Change, 0.11

MAX\_PLANT\_DEPTH, Max Plant Depth, 3.9

NEAR\_FIELD, Near Field, 0.3889

## Feature And Decision Threshold Parameters

N1, Noise Threshold, -65

N2, Quiet Zone Distance, 10

P1, Plant Quiet Zone, 5

T1, Veg Height Threshold, 4

T2, Bottom Thickness Limit, 12

## Output Suppression Parameters

#OUT, Max Out Of Water Pings, 2

#NOISY, Max Noisy Pings, 3

#GPS\_QUAL, Min DGPS Quality, 0

## Additional Parameters

B1,B1, -50  
 B2,B2, 6  
 B3,B3, 5  
 B4,B4, 6  
 P2,P2, -50  
 P3,P3, 5  
 P4,P4, -60  
 P5,P5, 2  
 P6,P6, -60  
 Q1,Q1, -130  
 Q2,Q2, 2  
 R1,R1, 8

Report, Latitude, Longitude, Time, Day, Month, Year, Mid Ping Number, Bottom, Height, Cover, Bare, Plant, Out of Water, Noisy, Unclassified, Too Deep, Quality

1,	21.64784,	-52.16107,	15.6869,	0,	0,	0,	4979,	-1.48,	0.83,	100.00,	0,	7,	0,	3,	0,	0,	0
2,	21.64784,	-52.16112,	15.7003,	0,	0,	0,	5219,	-1.75,	0.83,	100.00,	0,	9,	0,	1,	0,	0,	0
3,	21.64783,	-52.16113,	15.7008,	0,	0,	0,	5229,	-1.71,	0.65,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
4,	21.64782,	-52.16114,	15.7014,	0,	0,	0,	5239,	-1.77,	0.61,	100.00,	0,	9,	0,	0,	0,	0,	0
5,	21.64781,	-52.16115,	15.7019,	0,	0,	0,	5249,	-1.87,	0.81,	100.00,	0,	8,	0,	3,	0,	0,	0
6,	21.64775,	-52.16113,	15.7047,	0,	0,	0,	5299,	-2.27,	1.13,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
7,	21.64774,	-52.16112,	15.7053,	0,	0,	0,	5309,	-2.18,	0.96,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
8,	21.64772,	-52.16111,	15.7058,	0,	0,	0,	5319,	-2.20,	0.94,	100.00,	0,	9,	0,	1,	0,	0,	0
9,	21.64771,	-52.16110,	15.7064,	0,	0,	0,	5329,	-2.27,	0.66,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
10,	21.64770,	-52.16109,	15.7069,	0,	0,	0,	5339,	-2.40,	0.88,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
11,	21.64768,	-52.16108,	15.7075,	0,	0,	0,	5349,	-2.43,	1.04,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
12,	21.64767,	-52.16107,	15.7081,	0,	0,	0,	5359,	-2.40,	1.00,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
13,	21.64766,	-52.16106,	15.7086,	0,	0,	0,	5369,	-2.54,	1.27,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
14,	21.64765,	-52.16104,	15.7092,	0,	0,	0,	5379,	-2.68,	1.33,	100.00,	0,	9,	0,	1,	0,	0,	0
15,	21.64764,	-52.16103,	15.7097,	0,	0,	0,	5389,	-2.70,	1.52,	100.00,	0,	8,	1,	1,	0,	0,	0
16,	21.64763,	-52.16102,	15.7103,	0,	0,	0,	5399,	-2.49,	1.39,	100.00,	0,	8,	0,	2,	0,	0,	0

17,	21.64762,	-52.16100,	15.7108,	0,	0,	0,	5409,	-2.67,	1.41,	100.00,	0,	9,	0,	1,	0,	0,	0
18,	21.64761,	-52.16099,	15.7114,	0,	0,	0,	5419,	-2.76,	1.63,	100.00,	0,	7,	0,	3,	0,	0,	0
19,	21.64761,	-52.16097,	15.7119,	0,	0,	0,	5429,	-2.59,	1.45,	100.00,	0,	8,	0,	2,	0,	0,	0
20,	21.64760,	-52.16095,	15.7125,	0,	0,	0,	5439,	-2.86,	1.45,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
21,	21.64759,	-52.16094,	15.7131,	0,	0,	0,	5449,	-2.70,	1.34,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
22,	21.64758,	-52.16092,	15.7136,	0,	0,	0,	5459,	-2.70,	1.32,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
23,	21.64756,	-52.16090,	15.7142,	0,	0,	0,	5469,	-2.90,	1.73,	100.00,	0,	9,	0,	1,	0,	0,	0
24,	21.64754,	-52.16088,	15.7147,	0,	0,	0,	5479,	-2.63,	1.28,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
25,	21.64752,	-52.16086,	15.7153,	0,	0,	0,	5489,	-2.68,	1.35,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
26,	21.64750,	-52.16084,	15.7158,	0,	0,	0,	5499,	-2.76,	1.41,	100.00,	0,	9,	0,	1,	0,	0,	0
27,	21.64747,	-52.16081,	15.7164,	0,	0,	0,	5509,	-2.81,	1.42,	100.00,	0,	9,	0,	1,	0,	0,	0
28,	21.64745,	-52.16079,	15.7169,	0,	0,	0,	5519,	-2.85,	1.35,	100.00,	0,	9,	0,	1,	0,	0,	0
29,	21.64742,	-52.16077,	15.7175,	0,	0,	0,	5529,	-3.04,	1.53,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
30,	21.64739,	-52.16076,	15.7181,	0,	0,	0,	5539,	-2.90,	1.21,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
31,	21.64736,	-52.16075,	15.7186,	0,	0,	0,	5549,	-3.04,	1.35,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
32,	21.64733,	-52.16076,	15.7192,	0,	0,	0,	5559,	-3.12,	1.58,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
33,	21.64731,	-52.16077,	15.7197,	0,	0,	0,	5569,	-3.31,	1.59,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
34,	21.64729,	-52.16080,	15.7203,	0,	0,	0,	5579,	-3.12,	1.14,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
35,	21.64728,	-52.16082,	15.7208,	0,	0,	0,	5589,	-3.37,	1.46,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
36,	21.64728,	-52.16085,	15.7214,	0,	0,	0,	5599,	-3.15,	1.29,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
37,	21.64729,	-52.16087,	15.7219,	0,	0,	0,	5609,	-3.26,	1.58,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
38,	21.64732,	-52.16088,	15.7225,	0,	0,	0,	5619,	-3.28,	1.51,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
39,	21.64734,	-52.16090,	15.7231,	0,	0,	0,	5629,	-3.42,	1.68,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
40,	21.64736,	-52.16092,	15.7236,	0,	0,	0,	5639,	-3.21,	1.44,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
41,	21.64738,	-52.16094,	15.7242,	0,	0,	0,	5649,	-3.06,	1.45,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
42,	21.64739,	-52.16096,	15.7247,	0,	0,	0,	5659,	-3.28,	1.64,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
43,	21.64741,	-52.16099,	15.7253,	0,	0,	0,	5669,	-3.17,	1.66,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
44,	21.64742,	-52.16102,	15.7258,	0,	0,	0,	5679,	-2.94,	1.28,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
45,	21.64743,	-52.16105,	15.7264,	0,	0,	0,	5689,	-3.01,	1.60,	100.00,	0,	9,	0,	0,	0,	0,	0
46,	21.64743,	-52.16109,	15.7269,	0,	0,	0,	5699,	-3.19,	1.82,	100.00,	0,	11,	0,	0,	0,	0,	0
47,	21.64743,	-52.16113,	15.7275,	0,	0,	0,	5709,	-3.01,	1.50,	100.00,	0,	9,	0,	0,	0,	0,	0
48,	21.64743,	-52.16116,	15.7281,	0,	0,	0,	5718,	-3.03,	1.35,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0
49,	21.64743,	-52.16119,	15.7286,	0,	0,	0,	5728,	-3.08,	1.46,	100.00,	0,	10,	0,	0,	0,	0,	0



## **APÊNDICE B**

**Dados hidroacústicos e valores de reflectância de superfície para as bandas da imagem World View-2 do transecto 1**

TRANSECTO 1													
Latitude	Longitude	Prof.	Altura	Biov.	Coluna	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8
-21.65	-52.17	1.87	1.27	67.91	0.6	321	418	295	245	223	196	92	132
-21.65	-52.17	1.96	1.35	68.88	0.61	321	418	295	245	223	196	92	132
-21.65	-52.17	2.04	1.42	69.61	0.62	360	442	441	272	249	197	240	111
-21.65	-52.17	1.42	0.79	55.63	0.63	301	370	316	263	198	131	101	160
-21.65	-52.17	1.78	1.12	62.92	0.66	321	418	295	245	223	196	92	132
-21.65	-52.17	2.14	1.46	68.22	0.68	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	1.86	1.17	62.90	0.69	263	331	301	203	173	125	131	66
-21.65	-52.17	2.09	1.38	66.03	0.71	474	456	466	456	401	418	314	312
-21.65	-52.17	2.14	1.36	63.55	0.78	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.16	1.36	62.96	0.8	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.49	1.68	67.47	0.81	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.36	1.54	65.25	0.82	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.05	1.21	52.47	0.84	353	402	410	254	274	241	218	167
-21.65	-52.17	1.95	1.1	56.41	0.85	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.45	1.59	64.90	0.86	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.32	1.45	62.50	0.87	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.31	1.37	59.31	0.94	474	456	466	456	401	418	314	312
-21.65	-52.17	2	1.05	52.50	0.95	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.18	1.21	55.50	0.97	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.36	1.38	58.47	0.98	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.14	1.16	54.21	0.98	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.43	1.43	58.85	1	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.13	1.07	50.23	1.06	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.31	1.25	54.11	1.06	372	378	404	281	206	224	140	183
-21.65	-52.17	2.43	1.36	55.97	1.07	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.54	1.47	57.87	1.07	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.31	1.24	53.68	1.07	353	402	410	254	274	241	218	167
-21.65	-52.17	2.2	1.13	51.36	1.07	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.47	1.4	56.68	1.07	454	519	394	374	291	310	223	292
-21.65	-52.17	2.34	1.26	53.85	1.08	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.27	1.19	52.42	1.08	409	472	493	254	173	218	178	178
-21.65	-52.17	2.36	1.25	52.97	1.11	480	487	441	429	325	373	288	300
-21.65	-52.17	2.49	1.38	55.42	1.11	364	344	342	310	190	263	156	190
-21.65	-52.17	2.43	1.3	53.50	1.13	404	489	451	300	249	209	180	195
-21.65	-52.17	2.25	1.11	49.33	1.14	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.5	1.36	54.40	1.14	480	487	441	429	325	373	288	300
-21.65	-52.17	2.38	1.23	51.68	1.15	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.43	1.27	52.26	1.16	487	535	560	379	384	306	310	304
-21.65	-52.17	2.5	1.33	53.20	1.17	404	489	451	300	249	209	180	195
-21.65	-52.17	2.22	1.05	47.30	1.17	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.5	1.32	52.80	1.18	422	480	508	388	266	343	262	226

Continua ...

-21.65	-52.17	2.5	1.3	52.00	1.2	454	519	394	374	291	310	223	292
-21.65	-52.17	2.34	1.13	48.29	1.21	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.72	1.5	55.15	1.22	422	480	508	388	266	343	262	226
-21.65	-52.17	2.38	1.15	48.32	1.23	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.41	1.18	48.96	1.23	467	368	389	420	308	307	280	333
-21.65	-52.17	2.43	1.2	49.38	1.23	467	368	389	420	308	307	280	333
-21.65	-52.17	2.61	1.37	52.49	1.24	372	378	404	281	206	224	140	183
-21.65	-52.17	2.18	0.94	43.12	1.24	429	536	503	397	350	336	252	290
-21.65	-52.17	2.72	1.47	54.04	1.25	422	480	508	388	266	343	262	226
-21.65	-52.17	2.25	0.98	43.56	1.27	398	433	430	254	223	220	203	189
-21.65	-52.17	2.59	1.29	49.81	1.3	390	464	513	415	409	337	307	363
-21.65	-52.17	2.13	0.82	38.50	1.31	301	362	295	222	164	93	78	106
-21.65	-52.17	2.18	0.85	38.99	1.33	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.2	0.87	39.55	1.33	359	441	420	249	249	126	210	167
-21.65	-52.17	2.56	1.2	46.88	1.36	301	370	316	263	198	131	101	160
-21.65	-52.17	2.52	1.15	45.63	1.37	396	448	399	420	198	332	114	221
-21.65	-52.17	2.25	0.88	39.11	1.37	301	394	358	231	240	159	188	173
-21.65	-52.17	2.41	0.95	39.42	1.46	435	496	373	332	350	271	330	280
-21.65	-52.17	2.61	1.14	43.68	1.47	396	448	399	420	198	332	114	221
-21.65	-52.17	2.68	1.2	44.78	1.48	396	448	399	420	198	332	114	221
-21.65	-52.17	2.31	0.78	33.77	1.53	333	425	394	291	232	176	141	156
-21.65	-52.17	2.27	0.73	32.16	1.54	448	480	409	406	282	308	221	230
-21.65	-52.17	2.31	0.63	27.27	1.68	346	362	342	282	173	144	149	157
-21.65	-52.17	2.36	0.59	25.00	1.77	321	274	295	208	156	82	109	84
-21.65	-52.17	2.32	0.54	23.28	1.78	333	425	394	291	232	176	141	156
-21.65	-52.17	2.67	0.88	32.96	1.79	308	402	332	254	190	175	132	100
-21.65	-52.17	2.38	0.56	23.53	1.82	435	496	373	332	350	271	330	280
-21.65	-52.17	2.65	0.78	29.43	1.87	308	402	332	254	190	175	132	100
-21.65	-52.17	2.31	0.42	18.18	1.89	404	536	518	314	367	297	251	179
-21.65	-52.17	2.27	0.38	16.74	1.89	346	362	342	282	173	144	149	157
-21.65	-52.17	2.32	0.37	15.95	1.95	280	369	373	323	249	259	197	158
-21.65	-52.17	2.32	0.35	15.09	1.97	358	409	378	364	257	199	212	251
-21.65	-52.17	2.59	0.57	22.01	2.02	430	441	420	360	206	246	148	211
-21.65	-52.17	2.45	0.41	16.73	2.04	294	290	337	240	122	144	81	114
-21.65	-52.17	2.43	0.35	14.40	2.08	359	401	441	328	223	181	164	211
-21.65	-52.17	2.41	0.31	12.86	2.1	378	480	394	337	333	243	213	175
-21.65	-52.17	2.41	0.31	12.86	2.1	358	409	378	364	257	199	212	251
-21.65	-52.17	2.41	0.3	12.45	2.11	416	480	425	351	333	297	243	218
-21.65	-52.17	2.59	0.47	18.15	2.12	294	290	337	240	122	144	81	114
-21.65	-52.17	2.47	0.34	13.77	2.13	333	457	503	254	257	194	175	158
-21.65	-52.17	2.59	0.45	17.37	2.14	391	425	457	309	283	227	222	236
-21.65	-52.17	2.43	0.28	11.52	2.15	352	512	487	360	308	259	220	179
-21.65	-52.17	2.47	0.32	12.96	2.15	429	337	383	388	198	299	262	298
-21.65	-52.17	2.67	0.49	18.35	2.18	378	393	353	291	147	155	127	147

Continua ...

-21.65	-52.17	2.58	0.39	15.12	2.19	417	369	347	337	173	231	235	184
-21.65	-52.17	2.54	0.35	13.78	2.19	333	457	503	254	257	194	175	158
-21.65	-52.17	2.49	0.3	12.05	2.19	314	505	482	314	266	219	195	178
-21.65	-52.17	2.41	0.21	8.71	2.2	351	440	420	300	282	178	237	186
-21.65	-52.17	2.58	0.37	14.34	2.21	417	369	347	337	173	231	235	184
-21.65	-52.17	2.45	0.23	9.39	2.22	416	480	425	351	333	297	243	218
-21.65	-52.17	2.67	0.43	16.10	2.24	365	417	467	268	266	235	195	216
-21.65	-52.17	2.56	0.31	12.11	2.25	372	481	472	332	333	219	257	172
-21.65	-52.17	2.54	0.29	11.42	2.25	351	440	420	300	282	178	237	186
-21.65	-52.17	2.54	0.28	11.02	2.26	287	393	337	259	215	152	193	199
-21.65	-52.17	2.63	0.37	14.07	2.26	391	425	457	309	283	227	222	236
-21.65	-52.17	2.47	0.21	8.50	2.26	429	337	383	388	198	299	262	298
-21.65	-52.17	2.63	0.35	13.31	2.28	365	417	467	268	266	235	195	216
-21.65	-52.17	2.56	0.28	10.94	2.28	275	369	316	231	122	145	90	109
-21.65	-52.17	2.58	0.29	11.24	2.29	365	417	467	268	266	235	195	216
-21.65	-52.17	2.58	0.28	10.85	2.3	372	481	472	332	333	219	257	172
-21.65	-52.17	2.63	0.3	11.41	2.33	397	417	399	374	282	291	164	151
-21.65	-52.17	2.56	0.22	8.59	2.34	391	520	477	277	257	209	243	234
-21.65	-52.17	2.61	0.26	9.96	2.35	333	401	420	291	215	192	188	140
-21.65	-52.17	2.61	0.26	9.96	2.35	423	481	487	443	291	280	258	250
-21.65	-52.17	2.58	0.21	8.14	2.37	384	448	550	369	367	277	261	226
-21.65	-52.17	2.68	0.29	10.82	2.39	255	425	472	286	240	204	150	168
-21.65	-52.17	2.68	0.29	10.82	2.39	255	425	472	286	240	204	150	168
-21.65	-52.17	2.74	0.33	12.04	2.41	255	425	472	286	240	204	150	168
-21.65	-52.17	2.67	0.23	8.61	2.44	468	536	488	346	367	256	278	282
-21.65	-52.17	2.74	0.3	10.95	2.44	352	417	405	241	215	119	161	155
-21.65	-52.17	2.81	0.28	9.96	2.53	384	377	400	333	215	278	285	232
-21.65	-52.17	2.79	0.26	9.32	2.53	384	377	400	333	215	278	285	232
-21.65	-52.17	2.79	0.26	9.32	2.53	352	417	405	241	215	119	161	155