



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA**  
CAMPUS DE PRESIDENTE PRUDENTE  
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
*Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas*

LUIZ HENRIQUE DA SILVA ROTTA

INFERÊNCIA ESPACIAL PARA MAPEAMENTO DE  
MACRÓFITAS SUBMERSAS – ESTUDO DE CASO

Presidente Prudente  
2011

LUIZ HENRIQUE DA SILVA ROTTA

INFERÊNCIA ESPACIAL PARA MAPEAMENTO DE  
MACRÓFITAS SUBMERSAS – ESTUDO DE CASO



Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciências Cartográficas da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Cartográficas

Orientador: Prof. Dr. Nilton Nobuhiro Imai

Presidente Prudente

2011

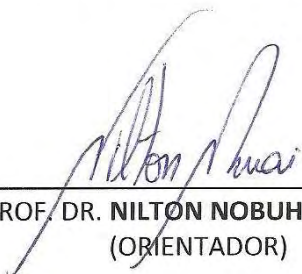
R76i Rotta, Luiz Henrique da Silva.  
Inferência espacial para mapeamento de macrófitas submersas –  
estudo de caso / Luiz Henrique da Silva Rotta. - Presidente Prudente:  
[s.n], 2011  
xiv, 136 f. : il.

Orientador: Nilton Nobuhiro Imai  
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,  
Faculdade de Ciências e Tecnologia  
Inclui bibliografia

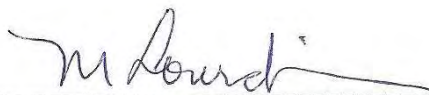
1. Levantamento ecobatimétrico. 2. Geoestatística. 3.  
Sensoriamento remoto. I. Imai, Nilton Nobuhiro. II. Universidade  
Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia. III. Título.  
CDD 621.72

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –  
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Presidente Prudente.

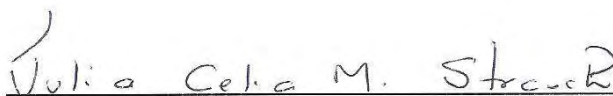
**BANCA EXAMINADORA**



PROF. DR. **NILTON NOBUHIRO IMAI**  
(ORIENTADOR)



PROF. DR. **MARIA DE LOURDES BUENO TRINDADE GALO**  
(FCT/UNESP)



PROFA. DRA. **JÚLIA CELIA MERCEDES STRAUCH**  
(ENCE/RJ)



**LUIZ HENRIQUE DA SILVA ROTTA**

PRESIDENTE PRUDENTE (SP), 25 DE FEVEREIRO DE 2011

RESULTADO: APROVADO

*A Deus.*

*Aos meus pais e família por todo carinho,  
apoio e suporte.*

*À minha linda e amada noiva, pelo amor e  
por estar ao meu lado em todos os  
momentos.*

## AGRADECIMENTOS

*Quero expressar meus sinceros agradecimentos a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desta pesquisa, cada qual a seu modo. Agradeço em especial:*

*A Deus, em primeiro lugar, pelas graças concedidas.*

*A toda minha família extraordinária. Meus pais, Luiz e Iza, exemplos de pessoas, em que me espelho todos os dias. Meus irmãos, João (“Gordão”) e Simone. Os sobrinhos, “anjinhos”. E aos tios e primos, sempre presentes em minha vida.*

*À minha noiva maravilhosa, Simone, pela amizade, carinho, conselhos, compreensão e todo o imenso amor proporcionado todos os dias, sem o qual seria muito difícil desenvolver esta pesquisa.*

*Ao meu orientador, Imai, professor e amigo, pela confiança, ensinamentos e liberdade no desenvolvimento da dissertação.*

*Aos professores do departamento de Cartografia, por compartilharem seus conhecimentos e experiências.*

*À professora Maria de Lourdes pela amizade e por estar sempre presente nas discussões para o desenvolvimento deste trabalho.*

*Aos membros da banca de qualificação, Vilma Tachibana e Edivaldo Velini, e aos membros da banca de defesa, Maria de Lourdes Galo e Julia Strauch, que contribuíram com sugestões expressivas.*

*Aos amigos do “Grupo da Água”, pelas discussões que muito contribuíram para aumentar o conhecimento sobre ambientes aquáticos e pelos momentos de descontração, Poneis, Ligia Flávia, Fernanda, Monique, Lauriana, Alex, Rejane, Paulo César, Vilma, Lourdes, Imai e em especial à Letícia, pelo imenso apoio nos trabalhos de campo.*

*Aos amigos da Pós, Érico, Yuri, Adilson, João Paulo, Poneis, Letícia, Monique, Fernanda, Tiaguinho, Magá, Gláucia, Sergio, Guilherme, Ligia Flávia, Fazan, Lígia, Lauriana, Puga, Ana, Marcato, Paulista, Goiano, Tiedke, Gaúcho, Fabinho, Dal Pozinho, Aninha, Danilo, German, Mirian, Vasco, pela amizade, momentos de descontração, conversas na cozinha, festas, futebol e vários outros momentos.*

*Ao CNPq pelo auxílio financeiro destinado a essa pesquisa com a concessão da bolsa de estudo.*

*À UNESP e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas, pela estrutura e auxílio nos trabalhos de campo e participação em eventos científicos.*

*À FEPAF, pela imagem de satélite utilizada nesta pesquisa.*

*Peço desculpa se esqueci de mencionar alguém que direta ou indiretamente contribuiu para o desenvolvimento do trabalho.*

## **EPÍGRAFE**

*O rio atinge seus objetivos  
porque aprendeu a contornar  
obstáculos. (Lao Tsé)*

## RESUMO

Este trabalho relata um estudo de caso, no qual se procedeu a um levantamento ecobatimétrico para se obter dados de profundidade do corpo de água e da altura da vegetação aquática submersa, realizado num trecho do Rio Uberaba, que faz parte do Reservatório de Porto Colômbia, abrangendo uma área de aproximadamente 360 mil m<sup>2</sup>. Os dados foram processados e avaliados com o objetivo principal de desenvolver uma abordagem de inferência espacial no mapeamento de macrófitas submersas presentes na região pesquisada. Para isso, verificou-se a viabilidade do uso de interpoladores convencionais para mapear as variáveis coletadas pelo ecobatímetro, avaliou-se o potencial de imagem multiespectral de alta resolução espacial (QuickBird) na detecção da vegetação estudada, realizou-se uma análise espacial para avaliar tendência para esse tipo de ocorrência e, finalmente, estudou-se a possibilidade de se utilizar técnica de geoestatística na inferência da altura de macrófitas submersas da área de estudo. As interpolações convencionais não se mostraram satisfatoriamente adequadas para mapear a variável altura da vegetação submersa, porém, a utilização da interpolação linear por triangulação foi suficiente para representar adequadamente o relevo submerso. A imagem multiespectral se mostrou capaz de detectar aproximadamente 21% de macrófitas submersas. Com relação à análise espacial, os resultados indicaram que a dependência espacial é uma tendência que deve ser levada em consideração, daí ter sido utilizada a geoestatística na abordagem de inferência espacial da vegetação. A análise dos semivariogramas forneceu conhecimento relacionado aos métodos de levantamentos ecobatimétricos. A inferência espacial por krigagem apresentou resultado satisfatório, comparado às interpolações convencionais mencionadas anteriormente. Concluiu-se que a abordagem adotada para o mapeamento da altura de macrófitas submersas pode ser aplicada em outras regiões, de forma a contribuir na gestão de reservatórios, permitindo aprimorar o conhecimento sobre o ecossistema local e, com isso, elaborar uma estratégia de ação para conter a proliferação dessa vegetação aquática submersa.

**Palavras-Chave:** Levantamento ecobatimétrico, análise espacial da ocorrência de macrófitas imersas, geoestatística aplicada em inferência de macrófitas imersas, sensoriamento remoto em mapeamento de macrófitas imersas.



## ABSTRACT

In this work was accomplished a case study in which an echo sounder survey was conducted to obtain data of water body depth and submerged aquatic vegetation height. The study was realized specifically on a region of Uberaba River with approximately 360.000 m<sup>2</sup>. This river is part of the Porto Colombia reservoir. The data was processed and evaluated with main objective to develop an approach of spatial inference for map submersed macrophyte in the region studied. For this, it was verified the availability of using conventional interpolation to map the variables collected by the echo sounder, it was evaluated the potential of multispectral image with high spatial resolution (QuickBird) to detect the vegetation, it was done a spatial analysis and finally it was verified the possibility of using geostatistic technique to infer the submerged macrophytes height in the study area. The use of linear interpolation by triangulation was enough to represent rightly the underwater topography; however, the conventional interpolations were not satisfactorily to map the submerged vegetation height. The multispectral image was able to detect approximately 21% of submerged macrophytes. About spatial analysis, the results indicated that the spatial dependence must be considered, therefore, it was used the geostatistic in the spatial inference of submerged vegetation. Semivariograms analysis provided important knowledge about methods of echo sounder survey. The spatial inference by kriging showed satisfactory results if compared with conventional interpolations mentioned above. Finally, the approach used to mapping submerged macrophytes height can be applied in other regions and this can help the reservoirs management, allowing improve the knowledge about the local ecosystem and therewith developing an action strategy to contain the spread of submerged aquatic vegetation.

**Keywords:** Echo sounder survey, spatial analysis of submerged macrophytes, geostatistic inference of submerged macrophytes, remote sensing for submerged macrophytes mapping.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação simplificada do metabolismo do ecossistema aquático .....	23
Figura 2 – Macrófitas aquáticas .....	24
Figura 3 – Fluxos de radiação detectados por sensores remotos para sistemas aquáticos .....	29
Figura 4 – Espectro acústico.....	33
Figura 5 – Absorção x Frequência.....	34
Figura 6– Exemplo de Semivariograma. ....	41
Figura 7 – Exemplos de semivariogramas básicos.....	43
Figura 8 – Exemplo de semivariograma: $8 \text{ Nug}(\ ) + 12 \text{ Sph}(10)$ .....	43
Figura 9 – Área de Estudo: Trecho do Rio Uberaba – MG.....	46
Figura 10 – Exemplo de galhadas encontradas ao longo do rio Uberaba .....	46
Figura 11 – Ecobatímetro Biosonics DT-X.....	47
Figura 12 – Arquitetura do sistema do ecobatímetro DT-X.....	48
Figura 13 – Instalação do equipamento de eco-sondagem no barco .....	48
Figura 14 – Software Visual Acquisition: Aquisição dos dados do ecobatímetro .....	49
Figura 15 – Software Visual Analyser: Análise dos dados do ecobatímetro .....	49
Figura 16 – Software EccoSAV: Processamento dos dados do ecobatímetro para obtenção de informações referentes à vegetação aquática submersa. ....	50
Figura 17 – Distribuição espacial da amostragem do ecobatímetro.....	50
Figura 18 - Distribuição espacial da amostra e células para análise espacial de dados de área.....	55
Figura 19 – Distribuição espacial da altura de macrófitas submersas pelo estimador de densidade por Kernel.....	56
Figura 20 – Diagrama de espalhamento e Índice de Moran.....	57
Figura 21 – Distribuição empírica do Índice de Moran.....	58
Figura 22 – LISA: Mapa de Agrupamento.....	59
Figura 23 – LISA: Mapa de significância .....	59
Figura 24 – Fatiamento da interpolação por Vizinho mais Próximo dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa.....	64
Figura 25 – Fatiamento da interpolação por Média Simples dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa.....	64

Figura 26 – Fatiamento da interpolação por Média Ponderada dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa .....	65
Figura 27 – Fatiamento da interpolação por triangulação dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa: Ajuste Linear .....	65
Figura 28 – Fatiamento da interpolação por triangulação dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa: Ajuste Quíntico .....	66
Figura 29 – Transecto A: Comparação entre valores dos interpoladores (VP – Vizinho mais próximo, MS – Média simples, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra) .....	67
Figura 30 - Transecto B: Comparação entre valores dos interpoladores (VP – Vizinho mais próximo, MS – Média simples, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra) .....	67
Figura 31 – Transecto C: Comparação entre valores dos interpoladores (VP – Vizinho mais próximo, MS – Média simples, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra) .....	68
Figura 32 – Transecto D: Comparação entre valores dos interpoladores (VP – Vizinho mais próximo, MS – Média simples, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra) .....	68
Figura 33 – Fatiamento da interpolação por Vizinho mais Próximo dos elementos amostrais de profundidade do corpo d’água. ....	70
Figura 34 – Fatiamento da interpolação por Média Simples dos elementos amostrais de profundidade do corpo d’água .....	71
Figura 35 – Fatiamento da interpolação por Média Ponderada dos elementos amostrais de profundidade do corpo d’água. ....	71
Figura 36 – Fatiamento da interpolação por triangulação dos elementos amostrais de profundidade do corpo d’água: Ajuste Linear .....	72
Figura 37 – Fatiamento da interpolação por triangulação dos elementos amostrais de profundidade do corpo d’água: Ajuste Quíntico .....	72
Figura 38 – Transecto A: Comparação entre vaores dos interpoladores (Triangulação - TIN e Média Ponderada - MP) e dos elementos amostrais .....	73
Figura 39 – Transecto B: Comparação entre valores dos interpoladores (Triangulação - TIN e Média Ponderada - MP) e dos elementos amostrais .....	74
Figura 40 – Transecto C: Comparação entre valores dos interpoladores (Triangulação - TIN e Média Ponderada - MP) e dos elementos amostrais .....	74

Figura 41 – Transecto D: Comparação entre valores dos interpoladores (Triangulação - TIN e Média Ponderada - MP) e dos elementos amostrais .....	74
Figura 42 – Células (15 x 15 metros) contendo as informações da resposta espectral (QuickBird), profundidade e altura das macrófitas .....	78
Figura 43 – Classificação por regiões (a) e pixel a pixel (b) da imagem QuickBird utilizando as três bandas do visível e a banda do infravermelho próximo. ....	79
Figura 44 – Distribuição espacial das classes A, B e C.....	80
Figura 45 – Relação entre as primeiras componentes principais geradas com as três bandas do visível mais banda do infravermelho próximo da imagem QuickBird. ....	81
Figura 46 – Dendrograma utilizando o método de ligação média e a distância euclidiana .....	81
Figura 47 – Boxplot das distâncias entre a superfície e o dossel da vegetação (D) com relação às classes A, B e C .....	83
Figura 48 – Divisão da área de estudo em três regiões estacionárias (D, E1 e E2) e a localização dos perfis 15 perfis analisados.....	86
Figura 49 – Fluxograma do procedimento da interpolação por krigagem .....	87
Figura 50 – Perfis da relação entre profundidade e altura de macrófitas submersas na Região E1 .....	90
Figura 51 – Perfis da relação entre profundidade e altura de macrófitas submersas na Região E2 .....	90
Figura 52 – Perfis da relação entre profundidade e altura de macrófitas submersas na Região D.....	90
Figura 53 – Macrófitas submersas próximas à margem.....	91
Figura 54 – Rota do barco e divisão em duas regiões com procedimentos de inferência distintos.....	91
Figura 55 – Elementos amostrais com presença de vegetação aquática submersa .....	92
Figura 56 – Elementos amostrais com presença de vegetação aquática submersa após aplicação do critério (Profundidade/Altura Mac. > 5).....	92
Figura 57 - Regressão linear de primeiro grau dos elementos amostrais .....	94
Figura 58 – Semivariograma dos elementos amostrais relativos à altura das macrófitas submersas em 40° (a) e 130° (b).....	95
Figura 59 – Valores do ajuste do modelo no aplicativo idrisi .....	96
Figura 60 – Modelagem dos semivariogramas para as direções 40° e 130° .....	96

Figura 61 – Resultado da krigagem ordinária para os valores de altura das macrófitas submersas na região E1 .....	97
Figura 62 – Semivariograma dos elementos amostrais relativos aos resíduos da regressão em 40° (a) e 130° (b) .....	97
Figura 63 – Valores do ajuste do modelo no aplicativo IDRISI .....	98
Figura 64 – Modelagem dos semivariogramas para as direções 40° e 130° .....	98
Figura 65 – Resultado da krigagem ordinária para os valores dos resíduos da regressão na região E1 .....	99
Figura 66 – Resultado da krigagem ordinária para os valores dos resíduos da regressão em (a), Altura das macrófitas submersas por meio de regressão linear em (b), constante com valor 0.2 em (c) e altura das macrófitas submersas em (d) .....	100
Figura 67 – Diferença dos resultados obtidos pelas duas abordagens metodológicas (a) e fatiamento dessa grade (b).....	101
Figura 68 – Perfil A: Amostra, Krigagem da amostra e Krigagem considerando regressão .....	102
Figura 69 – Perfil B: Amostra, Krigagem da amostra e Krigagem considerando a regressão .....	102
Figura 70 – Perfil C: Amostra, Krigagem da amostra e Krigagem considerando a regressão .....	102
Figura 71 – Semivariograma dos elementos amostrais relativos aos resíduos da regressão em 50° (a) e 140° (b) .....	103
Figura 72 - Valores do ajuste do modelo no aplicativo IDRISI .....	104
Figura 73 – Modelagem dos semivariogramas para as direções 50° e 140° .....	104
Figura 74 – Resultado da Krigagem dos elementos amostrais dos resíduos na região E2 .....	105
Figura 75 – Distribuição espacial da altura das macrófitas submersas na região E2 ...	105
Figura 76 – Semivariograma dos elementos amostrais relativos aos resíduos da regressão em 40° (a) e 130° (b) .....	106
Figura 77 – Valores do ajuste do modelo no aplicativo IDRISI .....	106
Figura 78 – Modelagem dos semivariogramas para as direções 40° e 130° .....	107
Figura 79 – Resultado da Krigagem dos elementos amostrais dos resíduos na região D .....	108
Figura 80 – Distribuição espacial da altura das macrófitas submersas na região D.....	108
Figura 81 – Mapa da altura das macrófitas submersas na área de estudo .....	109

Figura 82 – Transecto A: Comparação entre valores dos interpoladores (Krig – Krigagem ordinária, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra).....	110
Figura 83 – Transecto B: Comparação entre valores dos interpoladores (Krig – Krigagem ordinária, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra).....	110
Figura 84 – Transecto C: Comparação entre valores dos interpoladores (Krig – Krigagem ordinária, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra).....	111
Figura 85 – Transecto D: Comparação entre valores dos interpoladores (Krig – Krigagem ordinária, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra).....	111

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Exemplos de modelos simples de variogramas utilizados no “GSTAT” .....	43
Tabela 2 – Grau de correlação entre Macrófitas submersas e profundidade do rio. ....	60
Tabela 3 – EQM dos interpoladores em relação à amostra .....	69
Tabela 4 – EQM dos interpoladores em relação à amostra .....	75
Tabela 5 – Descrição das classes A, B e C. ....	78
Tabela 6 – Variáveis limnológicas do rio Uberaba .....	79
Tabela 7 – Agrupamento por K-Médias em cinco Clusters .....	82
Tabela 8 – Distâncias entre a superfície da lâmina da água e o dossel da vegetação.....	83
Tabela 9 – Exemplo dos dados na análise de regressão .....	88
Tabela 10 – Análise de Variância (ANOVA).....	93
Tabela 11 – Análise de Variância (ANOVA) dos dados.....	93
Tabela 12 – EQM dos procedimentos metodológicos em relação à amostra.....	103
Tabela 13 – EQM dos interpoladores em relação à amostra .....	112

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>17</b>
1.1 HIPÓTESE.....	20
1.2 OBJETIVOS .....	20
1.3 JUSTIFICATIVA .....	21
<b>2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>23</b>
2.1. MACRÓFITAS AQUÁTICAS SUBMERSAS.....	23
2.2. SENSORIAMENTO REMOTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS.....	28
2.3. ANÁLISE DE IMAGENS MULTIESPECTRAIS.....	31
2.4. SENSORIAMENTO REMOTO HIDROACÚSTICO .....	32
2.5. MODELO NUMÉRICO DE TERRENO .....	35
2.6. ANÁLISE ESPACIAL .....	37
2.7. GEOESTATÍSTICA .....	40
<b>3. MATERIAL E MÉTODO .....</b>	<b>45</b>
3.1. ÁREA DE ESTUDO .....	45
3.2. LEVANTAMENTO E PROCESSAMENTO DOS DADOS ECOBATIMÉTRICOS.....	47
3.3. PROCESSAMENTO DA IMAGEM QUICKBIRD .....	51
<b>4. ABORDAGENS DE INFERÊNCIA ESPACIAL.....</b>	<b>52</b>
4.1. ANÁLISE ESPACIAL DE MACRÓFITAS SUBMERSAS .....	53
4.1.1. Introdução.....	53
4.1.2. Procedimento Metodológico.....	54
4.1.3. Resultados e Discussão.....	56
4.1.4. Conclusão .....	61
4.2. MÉTODOS CONVENCIONAIS DE INTERPOLAÇÃO DE DADOS ECOBATIMÉTRICOS.....	62
4.2.1. Introdução.....	62
4.2.2. Procedimento Metodológico.....	62
4.2.3. Resultados e Discussão.....	63
4.2.3.1. Altura das macrófitas submersas.....	63
4.2.3.2. Profundidade do corpo de água.....	70
4.2.4. Conclusão .....	75



4.3. SENSORIAMENTO REMOTO PARA DETECÇÃO DE MACRÓFITAS SUBMERSAS .....	76
4.3.1. Introdução .....	76
4.3.2. Procedimento Metodológico.....	77
4.3.3. Resultados e Discussão.....	79
4.3.4. Conclusão .....	84
4.4. GEOESTATÍSTICA NA INFERÊNCIA ESPACIAL DE MACRÓFITAS SUBMERSAS .....	85
4.4.1. Introdução .....	85
4.4.2. Procedimento Metodológico.....	86
4.4.3. Resultados e Discussão.....	89
4.4.3.1. Região E1: .....	95
4.4.3.1.1. 1ª Abordagem: Krigagem dos valores de altura das macrófitas .....	95
4.4.3.1.2. 2ª Abordagem: Krigagem dos resíduos da regressão.....	97
4.4.3.1.3. Comparação dos resultados: escolha da abordagem mais adequada .....	101
4.4.3.2. Região E2 .....	103
4.4.3.3. Região D.....	106
4.4.3.4. Mapeamento da altura das macrófitas submersas .....	108
4.4.3.5. Comparação dos resultados de inferência espacial .....	110
4.4.4. Conclusão .....	112
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>113</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>115</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Como afirma Odum (1988), a sobrevivência humana depende do conhecimento e da ação inteligente para preservar e melhorar a qualidade ambiental, por meio de uma tecnologia harmoniosa e não prejudicial. Assim, planejar a maneira pela qual o homem faz intervenções no meio é de extrema importância para a conservação dos ecossistemas naturais. Dentro desta abordagem, verifica-se a importância da preservação e uso racional dos recursos hídricos.

Reservatórios artificiais vêm sendo construídos para diversas finalidades ao longo da história. Dentre os usos destacam-se: irrigação, prevenção de cheias, irrigação, navegação, abastecimento de água potável, pesca, recreação e geração de energia elétrica. Os principais produtores primários em reservatórios são os mesmos dos rios e lagos, são eles: fitoplâncton, bactérias fotoautotróficas, algas do perifíton e macrófitas flutuantes emersas ou submersas ou fixas enraizadas (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Ao construir um reservatório tem-se uma alteração de um ambiente lótico para um sistema lêntico – maior capacidade de acúmulo de materiais, grandes alterações nas condições de oxi-redução da coluna d'água, entre outras alterações. Como consequência altera-se a comunidade biológica local. Nesses reservatórios que vêm sendo construídos, seja para armazenamento de água, seja para produção de energia hidroelétrica, a qualidade da água já está comprometida suficientemente desde o enchimento, ou seja, o nível de eutrofização é suficiente para suportar um significativo crescimento de macrófitas submersas, flutuantes e marginais. (PITELLI, 2006).

Para Esteves (1998), as macrófitas aquáticas são componentes importantes dos ecossistemas aquáticos, pois contribuem servindo de estrutura e aumentando a diversidade de habitats. Além disso, interferem na ciclagem de nutrientes e participam da base das teias alimentares.

Porém, o crescimento indiscriminado de plantas aquáticas está associado à disponibilidade de nutrientes na água, que faz com que o crescimento de organismos autotróficos seja acelerado. A construção de barragens e a intensificação de atividades antrópicas nas bacias hidrográficas, geralmente sem planejamento ou controle, geram uma condição de desequilíbrio no sistema e faz com que se aumente a disponibilidade de nutrientes (VELINI, 2000).

Marcondes et al. (2003) em seu estudo, mostrou que no período chuvoso, o aumento da vazão do reservatório provoca a fragmentação das plantas aquáticas submersas e com isso, essa vegetação é arrastada pelo reservatório em direção à usina hidrelétrica, prejudicando a navegação, a pesca, a captação de água e o lazer. Essas plantas geralmente acumulam-se nas grades de proteção da tomada de água das unidades geradoras e provoca o entupimento dessas grades e, conseqüentemente, diminui a captação da água e isso causa oscilação de potência da turbina. A maior pressão nas grades pode provocar deformações ou rompimentos das mesmas, tornando necessária a interrupção do funcionamento da unidade geradora para substituir as grades danificadas.

Vários trabalhos têm sido desenvolvidos com o intuito de realizar o levantamento da distribuição e analisar o comportamento da vegetação aquática submersa em corpos de água com o intuito de se obter um controle adequado desse tipo de vegetação.

Pitelli et al. (2008) realizou levantamentos mensais da composição específica da comunidade de macrófitas que coloniza o reservatório de Santana (município de Piraí-RJ), monitorando 97 pontos georreferenciados, abrangendo toda a lâmina d'água. A caracterização da densidade das macrófitas foi realizada mediante um sistema de notas variando de 0 a 4, onde 0 implicava na ausência de macrófitas no ponto e 4 significava alta densidade.

Martins et al. (2009), em seu trabalho, tinha como objetivo identificar as plantas aquáticas e os níveis de infestação de cada espécie em Porto Primavera antes do enchimento final do reservatório. Foram avaliados 72 pontos de vegetação aquática no reservatório, sendo os pontos demarcados com um aparelho de GPS. As espécies foram identificadas e estimou-se visualmente a distribuição proporcional das plantas no foco de infestação. Foi utilizado um gancho que era arrastado no fundo do reservatório, nos pontos demarcados, com o objetivo de verificar a presença ou ausência de plantas submersas.

Para determinar com mais precisão o volume juntamente com a localização das áreas infestadas, vários trabalhos estão utilizando aparelhos de sonar (ecobatímetro) em seus estudos. Um ecobatímetro pode ser utilizado para medir a profundidade de um corpo d'água, bem como a presença, abundância, distribuição, tamanho e comportamento de plantas e animais submarinos (BIOSONICS INC, 2010).

Istvánovics et al. (2008) utilizou uma ecosonda Biosonics para determinar a distribuição de macrófitas submersas no Lago Balaton na Hungria. Jäger et al.(2004) observou que o uso de GPS juntamente com ecosonda permite um levantamento adequado da distribuição de macrófitas aquáticas.

Geralmente é utilizada uma densidade amostral elevada dos dados de ecobatímetro, o que demanda tempo e recursos financeiros. Assim, para otimização do procedimento pode-se utilizar o ecobatímetro como um instrumento de auxílio na inferência espacial de macrófitas submersas, ou seja, realizar amostragens de maneira rápida e com baixo custo (diminuição da densidade amostral) e com esses dados aplicar métodos adequados para se obter o mapeamento dessa vegetação de acordo com a realidade.

Nesse sentido, neste trabalho foi realizado um estudo de caso no qual os dados foram levantados, processados e avaliados com a finalidade de estimar a distribuição espacial de macrófitas submersas.

O presente trabalho está organizado em cinco capítulos. O capítulo 1 apresenta a introdução, a hipótese inicial do trabalho, os objetivos e a justificativa. O capítulo 2 exhibe a fundamentação teórica no qual esse trabalho se baseia. O capítulo 3 aborda os materiais e o método utilizado.

O capítulo 4 apresenta as abordagens de inferência espacial. As seções desse capítulo são organizadas em forma de artigo, ou seja, cada seção é composta por um tópico introdutório, pelo procedimento específico adotado, pela discussão dos resultados e pela conclusão.

O quinto capítulo aborda as considerações finais e as recomendações. Por fim, são apresentadas as referências bibliográficas.

## 1.1 HIPÓTESE

Devido à dependência das macrófitas submersas da disponibilidade de radiação eletromagnética e conhecido o fato de que essa disponibilidade varia conforme a profundidade do corpo d'água, bem como da concentração dos elementos opticamente ativos, então a distribuição espacial dessas macrófitas pode estar correlacionada com a posição no interior de um corpo d'água, ou seja, com a posição 3D.

Assim, uma análise espacial pode ser utilizada na construção de um modelo que corrobore a hipótese de que a ocorrência dessa vegetação submersa está correlacionada com a profundidade do corpo de água e, ainda, que a correlação espacial deve ser considerada no processo de obtenção de um modelo inferencial para macrófitas submersas. Com isso, procedimentos de inferência espacial por geoestatística pode fornecer melhores resultados quando comparados com interpolações convencionais.

Adicionalmente, dados espectrais podem estar correlacionados com a planta submersa e, desta forma, proporcionar informação adicional num modelo de inferência da presença de macrófitas submersas.

## 1.2 OBJETIVOS

O objetivo geral do projeto é desenvolver uma abordagem de inferência espacial para mapeamento de macrófitas aquáticas submersas presentes numa área de estudo.

Os objetivos específicos são:

- Analisar a distribuição espacial de macrófitas submersas da área de estudo utilizando dados levantados com um ecobatímetro, buscando o entendimento do relacionamento de cada elemento amostral com os elementos amostrais que o circundam;
- Verificar a viabilidade da utilização de interpoladores convencionais para mapear as variáveis, altura da vegetação aquática submersa e profundidade do corpo de água, obtidas com o ecobatímetro;

- Avaliar o potencial da imagem de alta resolução espacial – QuickBird na detecção de macrófitas submersas nas condições específicas da área de estudo;
- Verificar a possibilidade de se utilizar uma técnica de geoestatística (interpolação por krigagem) para realizar inferência da altura de macrófitas imersas da área de estudo.

### 1.3 JUSTIFICATIVA

Segundo Thomaz e Bini (2003) o estudo das macrófitas aquáticas são muito relevantes: (a) pela existência de uma grande quantidade de ecossistemas que abrigam várias espécies de macrófitas aquáticas; (b) por desempenharem diferentes funções ecológicas; (c) por constituírem um grupo de organismos especialmente adequado – devido à alta biodiversidade e ao rápido crescimento para o teste de hipóteses ecológicas e para estudos experimentais; (d) e também, no caso de ambientes alterados por atividades antrópicas, as macrófitas aquáticas podem ocasionar efeitos indesejáveis.

Infestação por plantas aquáticas invasoras em reservatórios tem se tornado um fator de desequilíbrio nesses sistemas aquáticos, de tal maneira que o controle tem condicionado a realização de mapeamentos das áreas de ocorrência dessas infestações, principalmente quando se trata de plantas aquáticas submersas. O fato de não emergir na superfície da água dificulta tanto o manejo dessas plantas quanto à detecção das áreas infestadas, uma vez que a resposta espectral da água é muito sutil nos intervalos espectrais para as quais se dispõe de imagens multiespectrais, limitando a possibilidade de estimar sua distribuição espacial (LIMA et al., 2005).

Sabe-se da importância das plantas aquáticas nos ambientes aquáticos abertos, porém, seu crescimento indiscriminado pode obstruir canais, represas e reservatórios, reduzindo a disponibilidade de água para uso humano e acarretando um desequilíbrio no ambiente aquático. No Brasil, a ocorrência de plantas aquáticas em reservatórios de hidrelétricas tem sido um problema de importância crescente. A eficiência desses reservatórios é comprometida pela elevada infestação de plantas aquáticas, decorrentes tanto do descarte de resíduos industriais e esgoto nos recursos hídricos, quanto da ação direta do homem sobre o meio (LIMA et al., 2005).

Devido a esses vários problemas causados pelo crescimento descontrolado de plantas aquáticas, vários estudos vêm sendo direcionados nesse campo. Alguns desses estudos mostraram que o uso de imagens adquiridas por sensoriamento remoto aerotransportado e orbital muitas vezes não são suficientes para detectar vegetação aquática submersa (MALTHUS e GEORGE, 1997). Como os usos de imagens multiespectrais em ambientes aquáticos podem apresentar apenas informações muito sutis, vem sendo cada vez mais utilizado ondas sonoras para caracterizar esse meio.

Assim, desenvolver uma abordagem de inferência espacial para mapear macrófitas submersas no reservatório de estudo, com base em dados ecobatimétricos, pode contribuir na gestão dos demais, permitindo contribuir para o aprimoramento do conhecimento sobre o ecossistema local e com isso elaborar uma estratégia de ação para conter a proliferação dessa vegetação aquática submersas.

## 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1. MACRÓFITAS AQUÁTICAS SUBMERSAS

Para subsidiar o desenvolvimento de métodos de mapeamento de macrófitas aquáticas submersas tem-se a necessidade de conhecer o ambiente em que essas plantas se desenvolvem, bem como suas características.

O metabolismo de ambientes aquáticos é dividido em três etapas: produção, consumo e decomposição. A produção consiste na capacidade dos organismos de sintetizar matéria orgânica a partir de gás carbônico, sais minerais e energia solar. O consumo é representado pela presença de organismos, que obtêm sua energia a partir do consumo direto ou indireto da matéria orgânica, sintetizada na etapa de produção. A terceira etapa, a da decomposição, é efetuada, principalmente, por fungos e bactérias, que decompõem a matéria orgânica em sais minerais, água e gás carbônico. Essa última etapa é fundamental para a circulação dos nutrientes e possibilita o reaproveitamento desses pelos organismos produtores. A Figura 1 apresenta um esquema simplificado do metabolismo do meio aquático (PEREIRA FILHO, 2000).

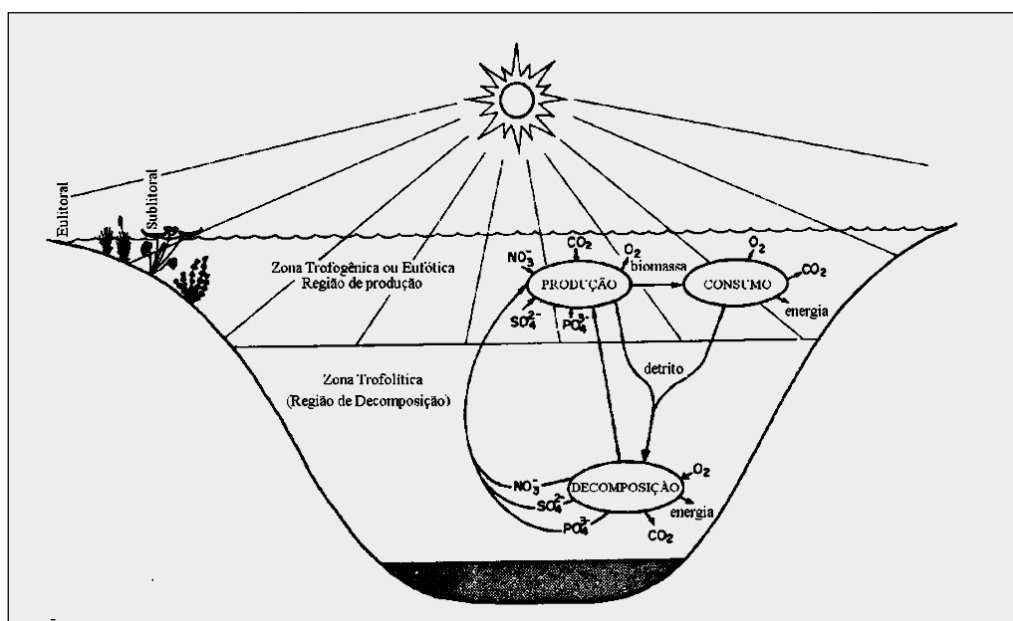


Figura 1 – Representação simplificada do metabolismo do ecossistema aquático  
Fonte: Pereira Filho (2000)



Segundo Esteves (1998) denomina-se macrófitas aquáticas plantas que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Esses seres vivos são importantes produtores primários do ecossistema aquático e apresentam diversas formas de vida, podendo ser emersas, com folhas flutuantes, submersas livres, submersas enraizadas e flutuantes.

As macrófitas aquáticas são importantes produtoras primárias dos ambientes aquáticos. São plantas aquáticas superiores que recebem o nome de rizófitos – quando apresentam raízes que as sustentam, limnófitos – quando se encontram totalmente submersas, anfífitos – quando apresentam sistemas de flutuação e helófitos – quando apresentam estruturas emergentes (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

As plantas podem ser classificadas de acordo com seu biótopo e devido à heterogeneidade filogenéticas e taxonômicas. Essa classificação reflete primeiramente o grau de adaptação dessas plantas ao meio aquático. A Figura 2 mostra a classificação das macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998).

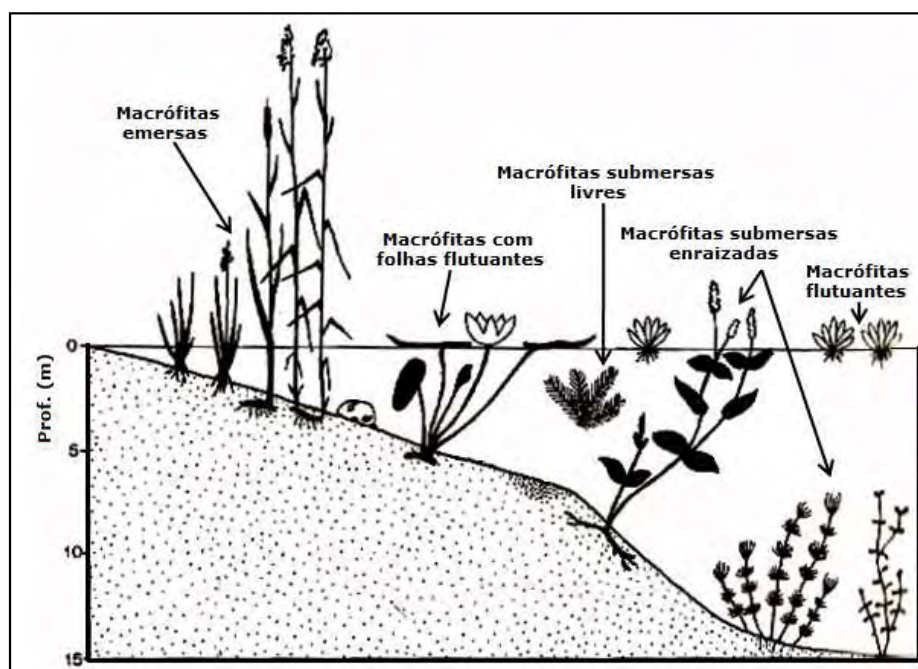


Figura 2 – Macrófitas aquáticas  
Fonte: Adaptado de Esteves (1998)

A seguir são apresentadas as definições para cada tipo de macrófita de acordo com Esteves (1998).

- **Plantas aquáticas emersas:** enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água.

- **Plantas aquáticas com folhas flutuantes:** enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água. Essas espécies sombreiam o meio e conseqüentemente, impedem o desenvolvimento de outras espécies. Além disso, liberam o oxigênio gerado na fotossíntese para a atmosfera.

- **Plantas aquáticas submersas enraizadas:** enraizadas no sedimento e crescem totalmente submersas. Ocupam áreas marginais não superiores a 11 metros devido à pressão hidrostática e a limitação de luz. Auxiliam na aeração do ambiente, pois o oxigênio liberado na fotossíntese é dissolvido na água. Porém, esse processo pode não compensar os déficits do oxigênio gerado pelo acúmulo de detritos produzidos por eles.

- **Plantas aquáticas submersas livres:** têm rizóides pouco desenvolvidos e permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência. Geralmente ficam presas aos pecíolos e talos das plantas aquáticas de folhas flutuantes e nos caules das plantas emersas. Podem emitir flores emersas durante o período produtivo.

- **Plantas aquáticas flutuantes:** flutuam na superfície da água, podendo cobrir extensas áreas de lagos e reservatórios. Impede a penetração de luz e conseqüentemente dificulta o desenvolvimento de algas e de vegetação submersa. Geralmente seu desenvolvimento máximo se dá em regiões protegidas pelo vento.

O carregamento de parte dos fertilizantes utilizados em culturas agrícolas e a grande carga de esgotos residenciais e industriais têm levado cursos e reservatórios de água, naturais ou artificiais, a uma condição de desequilíbrio, caracterizados pela grande disponibilidade de nutrientes, que acelera o crescimento de vegetação aquática indesejável (MACRÓFITAS, 2009). Porém, segundo Welch (1980, apud TUNDISI e TUNDISI, 2008) os efeitos dos nutrientes no crescimento e na produtividade de macrófitas têm interpretações contrastantes na literatura.

Thomaz et al. (2006) estudou a influência dos nutrientes Nitrogênio (N) e Fósforo (P) no crescimento de uma espécie de macrófita (*Egeria najas*) e não observou efeito significativo na adição desses nutrientes. Constatou que a *Egeria* necessitava de poucos nutrientes para atingir as taxas máximas de crescimento. Sob condições naturais, o crescimento de ramos jovens não se restringiu pela baixa disponibilidade de

nutrientes. O fator limitante de crescimento verificado foi a disponibilidade de radiação eletromagnética e de carbono inorgânico.

De acordo com Martins et al. (2003), no Brasil, as macrófitas aquáticas submersas de maior expressão em reservatórios de geração de energia e represas rurais são a *Egeria densa* e *Egeria najas*. Dentre os prejuízos causados pelo crescimento excessivo dessa planta daninha está o favorecimento para procriação de vetores de doenças. A comercialização de *E. densa* e *E. najas* como planta ornamental para aquários viabilizou sua disseminação por várias partes do mundo.

Thomaz (2006) verificou que, em uma cadeia de reservatórios do rio Tietê, as maiores ocorrências de plantas submersas foram encontradas em reservatório a jusante de Três Irmãos – o último reservatório da série. Já o predomínio de macrófitas flutuantes ocorreu em Barra Bonita, o primeiro da série no médio Tietê.

Considerando os reservatórios individualmente (pesquisas desenvolvidas principalmente nos reservatórios de Itaipu e Rosana nos rios Paraná e Paranapanema, respectivamente) alguns fatores que explicaram a distribuição da vegetação aquática foram nível de água, nutrientes, radiação subaquática, *fetch* (forma de avaliar os efeitos do vento) e declividade. A queda nos níveis de água reduziu drasticamente a biomassa de *Egeria najas* que não se recuperou mesmo depois de 10 meses dos níveis voltarem ao normal. Espécies submersas são mais susceptíveis à exposição das margens e com isso sua biomassa reduz de forma acentuada em um curto período de tempo (THOMAZ, 2006).

Segundo Tundisi e Tundisi (2008) a distribuição e a abundância de macrófitas submersas são altamente dependentes da quantidade de luz incidente. A turbidez na água e a concentração de fitoplâncton em alta densidade podem limitar o crescimento de macrófitas submersas. Como exemplo pode-se citar o caso da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa), no qual o aumento da turbidez devido à extração de areia foi responsável pelo desaparecimento de uma espécie de macrófita submersa (*Mayaca fluviatilis*) comum nessa região.

Cavenaghi et al. (2003) em seu estudo em cinco reservatórios do rio Tietê mostrou que os sólidos em suspensão apresentam grande efeito na transmissão de luz por colunas de água e conseqüentemente determinando a ocorrência, ou não, de plantas aquáticas imersas.

De acordo com Madsen e Adams (1988, apud TUNDISI e TUNDISI, 2008) a radiação subaquática e a disponibilidade de carbono são os fatores mais importantes para o crescimento e a produtividade de macrófitas submersas.

Outros fatores importantes que interferem na produtividade e na biomassa de macrófitas aquáticas são a velocidade da corrente, a competição interespecífica ou intra-específica e os predadores herbívoros que podem dominar drasticamente a biomassa de macrófitas em um tempo relativamente curto (HORNE e GOLDMAN, 1994 apud TUNDISI E TUNDISI, 2008).

Para Thomaz e Bini (1998) os nutrientes da água estimulam principalmente o desenvolvimento de macrófitas flutuantes livres e provocam a redução de espécies submersas. A declividade é outro fator que pode influenciar negativamente a ocorrência de macrófitas submersas (THOMAZ, 2006).

Thomaz (2006) constatou que a radiação subaquática tem sido uma variável extremamente importante para explicar os padrões de distribuição de plantas submersas dentro de um mesmo reservatório. A distribuição diferenciada de *E. densa* e *E. najas* no reservatório de Rosana, por exemplo, pode ser associada a esse fator. A primeira espécie predomina na região lacustre, enquanto a segunda, na região intermediária. Essa tendência também foi verificada no reservatório de Itaipu, no qual a probabilidade de ocorrência de *Egeria najas* é maior em locais com menos transparência da água se comparada à *Egeria densa*.

Para avaliar a evolução das plantas daninhas *E. densa* e *E. najas* e com isso tentar resolver os problemas por elas gerados pode ser necessário um mapeamento dessa vegetação, porém, a água dificulta essa tarefa por se tratar de plantas submersas. Wang et al. (2005) utilizou modelagem empírica para determinar os fatores que influenciam no crescimento de macrófitas submersas no lago Yangtzé – China. Foram realizadas medidas mensais em 20 regiões do lago entre dezembro de 2001 e Março de 2003. Análises mostraram que a profundidade média e a profundidade de Secchi do lago foram a chave principal para explicar o crescimento das macrófitas. Foram gerados modelos de predição com o intuito de beneficiar a recuperação de macrófitas imersas do lago Yangtzé na China.

Bini e Thomas (2005) estudaram a ocorrência de *Egeria najas* e *Egeria densa* no reservatório de Itaipu (Brasil-Paraguai). Foram medidas simultaneamente diversas variáveis ambientais. Análise de regressão foi utilizada para analisar a probabilidade de ocorrência das plantas aquáticas *E. najas* e *E. densa*. Ainda foi feita

uma análise dos fatores que influenciavam na capacidade invasora dessas duas espécies estudadas.

## **2.2. SENSORIAMENTO REMOTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS**

A utilização de sensoriamento remoto no estudo de sistemas aquáticos encontra-se limitada a uma faixa relativamente estreita do espectro eletromagnético em comparação com os demais alvos terrestres. Isto se deve a uma combinação de fatores, mas decorre principalmente da baixa irradiância solar que alcança a superfície terrestre em comprimentos de onda menores de 400 nm e a combinação dessa baixa disponibilidade de energia solar com o abrupto aumento de absorção da energia eletromagnética pela água em comprimentos de onda maiores 850 nm. Desse modo, a faixa espectral entre 400 nm e 850 nm é normalmente escolhida por pesquisadores para o desenvolvimento de abordagens para estimativa de parâmetros da qualidade da água por sensoriamento remoto (DEKKER, 1993).

Como afirma Rudorff (2006), em estudos de sensoriamento remoto óptico, de uma forma geral, é necessário conhecer as origens dos fluxos de radiação que atingem o sensor. Quando sistemas aquáticos são estudados - em comparação, por exemplo, a sistemas terrestres - a diferenciação das componentes radiativas é ainda mais importante, pois a energia proveniente dos sistemas aquáticos é relativamente baixa. A radiação que atinge o sensor possui componentes originárias do espalhamento pela atmosfera, das reflexões especulares da radiação solar direta e difusa e do fluxo de radiação emergente da água. Este último é o que traz informações sobre as substâncias em suspensão na coluna d'água sendo, portanto, o único de interesse para a análise da água em sensoriamento remoto. A influência dos demais fluxos pode ser maior ou menor, dependendo das condições físicas no momento da detecção da radiação (L) pelo sensor (por exemplo, elevação solar e atmosfera). A Figura 3 mostra os processos que ocorrem na interação da radiação com corpos d'água até chegar ao sistema sensor.

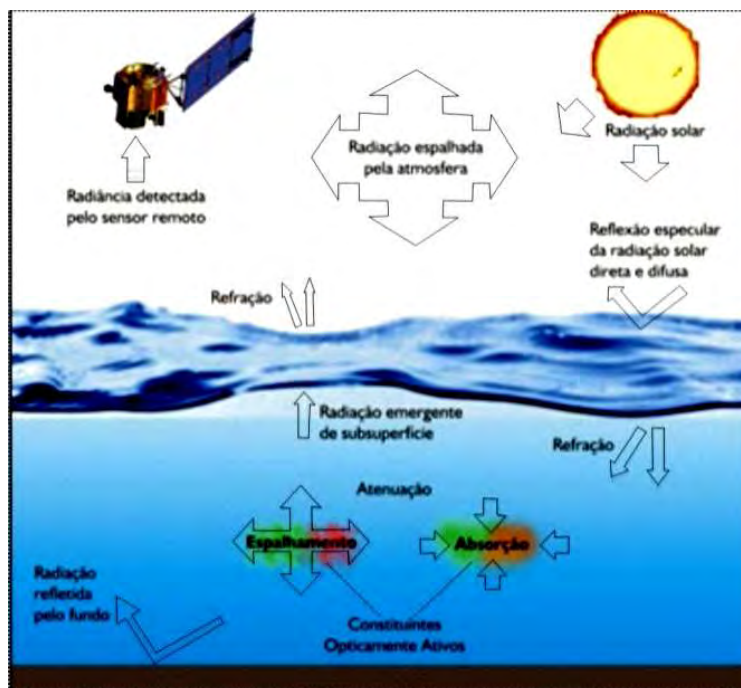


Figura 3 – Fluxos de radiação detectados por sensores remotos para sistemas aquáticos  
 Fonte: Rudorff (2006)

A água como objeto de estudo é um alvo complexo, pois na natureza ela pode conter diversos elementos em seu volume, com respostas espectrais distintas. A presença de sedimentos, clorofila, matéria orgânica e outros elementos da natureza imprimem na água uma resposta espectral diferenciada em cada situação. Mas outros fatores como o vento; o efeito especular da energia refletida; a capacidade de absorção de energia pela água; condições de iluminação, entre outros, fazem com que o uso das técnicas de sensoriamento remoto, em ambientes aquáticos, se torne um grande desafio. A alta capacidade de atenuação de energia pela água produz reflectância com amplitudes espectrais muito sutis entre diferentes comprimentos de onda. Assim, a resolução radiométrica mais fina torna-se fundamental para a obtenção de informações do comportamento espectral de ambientes aquáticos. (PEREIRA FILHO, 2000).

A quantidade de energia refletida ou emitida pelos alvos que é medida por um sistema sensor e transformada num produto passível de interpretação, mostra que essa radiação depende do alvo e do comprimento de onda ou faixas de comprimento de onda do espectro eletromagnético em que foi feita a medida. Dessa forma, cada alvo se comporta de uma maneira própria, devido às suas características físicas, químicas ou biológicas. Esse comportamento recebe o nome de comportamento espectral, que é a variação da quantidade de energia refletida ou emitida pelo alvo, para cada comprimento de onda do espectro eletromagnético (FERREIRA, 2004).

Segundo Jensen (2009), o total da Radiância ( $L_t$ ), registrada por um sensor remoto é função da energia eletromagnética proveniente de quatro componentes descritas a seguir e representadas na Equação 1.

- Radiância Atmosférica ( $L_p$ ): parte de radiância registrada pelo sensor, resultante da irradiância solar e do céu, que não atinge a superfície da água. É a radiação espalhada pela atmosfera e proveniente de alvos vizinhos ao elemento de interesse;
- Radiância de superfície ( $L_s$ ): parte da radiância proveniente do sol e do céu que penetra apenas alguns milímetros na coluna d'água ou é refletida diretamente pela superfície d'água. Ocorre quando o ângulo zenital solar e o ângulo de visada do sensor são aproximadamente idênticos;
- Radiância Volumétrica ( $L_v$ ): parte da radiância que penetra na interface ar/água e interage com a água e seus constituintes orgânicos e inorgânicos, sem alcançar o fundo;
- Radiância de Fundo ( $L_b$ ): parte da radiância, que penetra na interface da água, alcança o fundo e é propagado de volta para a superfície.

$$L_t = L_p + L_s + L_v + L_b \quad (1)$$

Alguns fatores naturais alteram a composição físico-química da água e, conseqüentemente, sua resposta espectral. Os principais fatores que afetam a coloração e, assim, a detecção dos habitats aquáticos pelos métodos de sensoriamento remoto são: a presença de macrófitas aquáticas, sólidos em suspensão, nível de clorofila e a transparência da água (PEREIRA et al., 2007).

Um fator que dificulta o monitoramento das plantas aquáticas é o fato de não analisar o resultado direto da sua interação eletromagnética, mas sim vegetação submersa, ou seja, há uma grande influência da água e de todos os componentes presentes nela. Apesar disso, para Malthus e George (1997) o uso do sensoriamento remoto para mapear a distribuição espacial de macrófitas em lagos e em rios pode oferecer uma significativa economia de tempo, além de ter potencial de adquirir rapidamente informações sintéticas de grandes áreas.

### 2.3. ANÁLISE DE IMAGENS MULTIESPECTRAIS

Classificação é o processo de análise de imagens para extração de informação e para reconhecer padrões e objetos homogêneos. É utilizada em sensoriamento remoto para mapear áreas da superfície terrestre que correspondem aos temas de interesse. Classificadores "pixel a pixel" utilizam apenas a informação espectral de cada pixel para encontrar pixels homogêneos. Como exemplo tem-se a classificação por K-Médias. Já classificadores por regiões utilizam a informação espectral de cada "pixel" e a informação espacial que envolve a relação com seus vizinhos. A distância de Battacharya pode ser utilizada na classificação por regiões (INPE, 2010).

K-Média é um algoritmo de agrupamento onde se tem  $k$  números de *clusters* que se deseja obter e que devem ser informados antecipadamente ao determinar as posições iniciais dos  $K$  centróides dos *clusters*. Este algoritmo agrupa cada elemento ao cluster no centróide mais próximo e recalcula os centros dos clusters a partir dos elementos agrupados. Como critério de convergência pode ser empregado um número máximo de iterações ou executar o algoritmo até que os centros não se movam mais, ou não apresentem mudanças significativas (SCHOWENGERDT, 2007).

A medida da distância de *Battacharya* é critério usado para medir a separabilidade estatística entre um par de classes temáticas, ou seja, mede a distância média entre as distribuições de probabilidades dessas classes. Na classificação pela distância de Battacharya as amostras serão as regiões formadas na segmentação de imagens (INPE, 2010).

Além de classificação há outras técnicas que podem ser usadas na análise de imagens multiespectrais, como por exemplo, a análise de componentes principais e análise de agrupamentos.

A análise de componentes principais está relacionada com a explicação da estrutura de variância e covariância por meio de algumas combinações lineares dos dados originais. Em geral, os objetivos são: redução e interpretação dos dados. Esse tipo de análise frequentemente revela relações que não se suspeitava previamente, permitindo outras interpretações (JOHNSON e WICHERN, 2007).

Procedimentos de análise exploratória são bastante úteis na compreensão da natureza complexa de relações multivariadas. A análise de Agrupamentos designa uma



série de procedimentos estatísticos sofisticados que podem ser utilizados para classificar objetos e pessoas sem preconceitos, ou seja, observando apenas as semelhanças ou distâncias entre elas, sem definir previamente critérios de inclusão em qualquer agrupamento (JOHNSON e WICHERN, 2007).

Na análise de agrupamentos, um dos principais métodos é o de ligação média. Segundo Johnson e Wichern (2007) o método de ligação média trata a distância entre dois grupos como a média entre os pares de itens constituídos por elementos dos dois grupos. Para medir a dissimilaridade utilizou-se a distância euclidiana.

## 2.4. SENSORIAMENTO REMOTO HIDROACÚSTICO

Devido às ondas eletromagnéticas serem rapidamente atenuadas nos corpos d'água, ondas acústicas constituem a maneira mais prática de obter informação submersa. Os sistemas acústicos utilizados para detectar e/ou localizar alvos ou obstáculos são chamados de SONAR (LURTON, 2002). O termo SONAR (*SOund, NAvigation and Ranging* – Navegação e Medição de Distância pelo Som) foi utilizado primeiramente na segunda guerra mundial pelos Estados Unidos (JENSEN, 2009).

O SONAR é conhecido como eco-sondagem quando é usado para medir profundidades de corpos d'água por meio de pulsos acústicos via transdutor. Os pulsos enviados são refletidos pelo fundo e os ecos são recebidos pelo transdutor. Assim, a profundidade é determinada pelo tempo utilizado entre o envio e o retorno da onda sonora (JENSEN, 2009).

O SONAR é um sensor ativo quando o som é propositalmente gerado por um sistema de componentes chamados de projetor. As ondas sonoras geradas por esse projetor viajam pelo corpo d'água até atingir o alvo e retorna, por meio do eco, ao sistema onde é convertido em eletricidade. Esta eletricidade é amplificada e processada para então ser mostrada visualmente ou ainda registrada (URICK, 1975).

A onda sonora na água viaja a 1500 m/s variando em cerca de 3% dependendo da salinidade, temperatura e pressão. O espectro acústico (Figura 4) compreende uma faixa que vai de zero até aproximadamente 100.000 Hz. As frequências sônicas (0 – 20.000 Hz) são as perceptíveis pelo ouvido humano. Os ecobatímetros e sonares utilizados normalmente utilizam a faixa mais elevada do

espectro sônico (maior que 12.000 Hz) e o espectro ultra-sônico (especialmente entre 50.000 e 200.000 Hz). Geralmente os sonares ativos operam entre 1.000 e 20.000 Hz (MIGUENS, 2000).

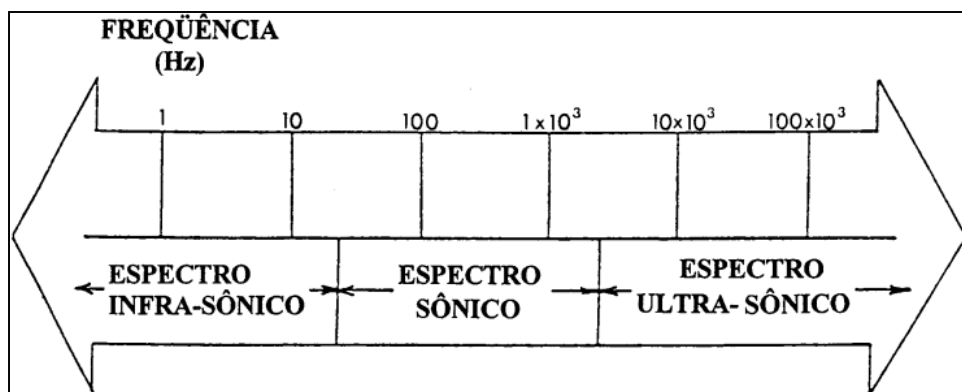


Figura 4 – Espectro acústico  
Fonte: Miguens (2000)

Segundo Miguens (2000) a propagação das ondas acústicas é afetada pelos efeitos de:

- **Dispersão:** A energia acústica disponível para a obtenção de um eco decresce com a distância, porque o impulso se dispersa à medida que se afasta da fonte;
- **Absorção:** As ondas sonoras perdem uma pequena parcela de energia para cada partícula do meio. Vários fatores como salinidade e o espalhamento influenciam na absorção das ondas sonoras ao se propagarem pela água, porém o fator predominante é a frequência (Figura 5);
- **Reflexão:** A reflexão das ondas acústicas é fator indispensável para o funcionamento dos sensores ativos. As ondas sonoras podem sofrer várias reflexões entre a superfície e o fundo devido à presença de corpos estranhos no meio, tais como partículas em suspensão, algas, peixes, bolhas, etc. A quantidade de energia espalhada depende 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;
- **Refração:** Quando uma onda se propaga por um meio onde ocorre variação de densidade haverá um encurvamento do feixe. O que causa a refração é a variação da velocidade de propagação. A velocidade do som na água é função da temperatura, salinidade e pressão, assim, à medida que o som se propaga em um

determinado meio, sofre encurvamentos na direção das regiões em que a velocidade é menor.

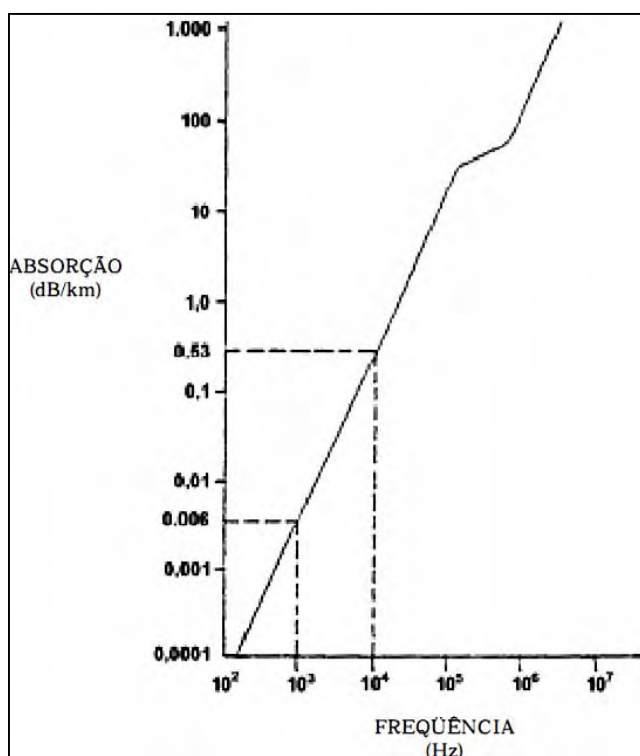


Figura 5 – Absorção x Frequência  
Fonte: Miguens (2000)

O ecobatímetro é o instrumento de propagação mais simples e mais utilizado. Tanto a topografia quanto a natureza do fundo exercem importante influência sobre o desempenho de um ecobatímetro. Os transdutores dos ecobatímetros emitem o som em uma frequência controlada. A emissão deste som é realizada por meio dos efeitos de piezoelectricidade (uma lâmina de cristal é posta em vibração sob a ação de um campo elétrico alternativo) ou de magnetostricção (uma corrente alternada circulando em um solenóide faz variar continuamente o comprimento de uma barra metálica, produzindo os pulsos acústicos) (MIGUENS, 2000).

Por meio do ecobatímetro é possível realizar a amostragem tanto da batimetria quanto de informações referentes a determinados alvos de interesse. A partir disso, uma opção é gerar um Modelo Numérico de Terreno – MNT para representar essas variáveis.

## 2.5. MODELO NUMÉRICO DE TERRENO

Segundo Felgueiras (2001) o processo de geração de um MNT pode ser dividido em: amostragem (aquisição das amostras); modelagem (geração do modelo); e aplicações (utilização do modelo).

A modelagem tem como objetivo a obtenção de uma função definível em toda a região de estudo. Os modelos digitais de terreno mais utilizados são os modelos de grade regular retangular e o de grade irregular triangular (*TIN – Triangular Irregular Network*) (FELGUEIRAS, 2001).

A reticulação calcula valores nos nós da grade regular com bases nas amostras. São considerados métodos de estimação indiretos, pois os contornos são estabelecidos através dos dados estimados para os nós. Além disso, permite a extrapolação de valores. Já a triangulação conecta pontos amostrados por meio de triângulos e interpola os valores entre eles. São considerados métodos de inferência direta, pois os contornos derivam dos dados originais. Essa interpolação limita-se à área amostrada (LANDIM, 2000).

Para se gerar uma grade regular estima-se os valores de cota de cada ponto da grade a partir do conjunto de amostras. Quando se faz uso de todas as amostras para interpolar cada ponto da grade diz-se que a interpolação é global. Quando o conjunto de amostras é muito grande e não homogêneo a interpolação global não é apropriada em relação ao tempo de processamento computacional e precisão do modelo.

Assim é muito comum utilizar-se interpolação local, no qual o valor de cota de cada elemento da grade pode ser definido por uma região de influência ou por um número determinado de vizinhos (FELGUEIRAS, 2001).

Uma grade regular pode ser gerada a partir de um conjunto de amostras regularmente ou irregularmente espaçadas. Para se gerar grades regulares a partir de amostras irregularmente espaçadas é comum definir funções interpolantes simples e utilizá-las localmente (FELGUEIRAS, 2001).

Segundo Felgueiras (2001) um dos interpoladores mais simples é o Média Móvel – Média das cotas das amostras vizinhas mostrada na equação 1. Exemplos de variação desse esquema são interpoladores: vizinho mais próximo; média simples; média ponderada; média ponderada por quadrante e; média ponderada por quadrante e por cota.

$$Z_i = \frac{\sum_{j=1}^n W_{ij} Z_j}{\sum_{j=1}^n W_{ij}} \quad (2)$$

$Z_i$ : cota de um ponto  $i$  qualquer da grade;

$Z_j$ : cota de uma amostra  $j$  vizinha do ponto  $i$  da grade;

$W_{ij}$ : fator de ponderação.

- **Interpolação por vizinho mais próximo:** definida pela escolha de uma amostra vizinha mais próxima para cada ponto da grade.

- **Interpolação por média simples:** considera o valor de cota  $z$  do elemento da grade igual a média aritmética dos valores de cota das amostras vizinhas ( $W_{ij} = 1$  para qualquer amostra).

- **Interpolação por média ponderada:** o valor dos nós da grade é definido pela média ponderada dos valores de cota das amostras vizinhas, sendo o inverso da distância euclidiana do nó da grade a ponderação mais utilizada (Equação 2). Quanto mais distante, uma amostra se encontra do ponto da grade, menor deve ser a sua influência.

$$W_{ij} = \frac{1}{d_{ij}^k} \quad (3)$$

$k$ : expoente da distância;

$d_{ij}$ : distância da amostra  $j$  ao ponto  $i$  da grade.

$$d_{ij} = \sqrt{(x_i - x_j)^2 + (y_i - y_j)^2} \quad (4)$$

Uma grade irregular triangular é um poliedro de faces triangulares. Em um modelo de grade irregular triangular os pontos amostras são conectados por linhas formando triângulos. Para se obter uma malha única sobre um conjunto de amostras é muito utilizado em SIG – Sistema de Informação Geográfica a triangulação de Delaunay. O critério utilizado nessa triangulação é o de maximização dos ângulos mínimos de cada triângulo (FELGUEIRAS, 2001).

Para gerar imagens e trabalhar numericamente com os dados da grade irregular triangular é necessário transformar o TIN em uma grade regular retangular. Para isso faz-se o uso de alguns interpoladores, como por exemplo, o de ajuste linear e o de ajuste quártico.

- **Ajuste Linear:** considera-se um comportamento linear dentro dos triângulos para estimar os valores dos nós da grade regular. Por meio de álgebra de sistemas lineares obtém-se o valor de cota do ponto de interesse. Esse método garante continuidade, mas não suavidade na transição entre as superfícies (FELGUEIRAS, 2001).

- **Ajuste Quártico:** este ajuste foi proposto por Akima em 1978. Para cada triângulo propõe-se um ajuste de uma superfície polinomial de quinta ordem incompleta (Equação 4).

$$z(x, y) = \sum_{i=0}^5 \sum_{j=0}^{5-i} q_{ij} x^i y^j \quad (5)$$

Os coeficientes desse polinômio são obtidos por meio de: valores de cota dos vértices do triângulo; derivadas parciais de primeira ordem nas direções x e y; derivadas parciais de segunda ordem nas direções x, y e xy; e considera-se as derivadas parciais de segunda ordem na direção xy igual da direção yx. Totaliza-se assim um total de 21 coeficientes (FELGUEIRAS, 2001).

## 2.6. ANÁLISE ESPACIAL

Ao se estudar macrófitas aquáticas o atributo espacial é essencial para compreensão de seu desenvolvimento no ambiente, assim, técnicas de estatística espacial surge como uma ferramenta de grande auxílio.

A dimensão espacial foi considerada pela primeira vez nos estudos realizados por John Snow, no século 19. A partir daí começou a considerar-se que para determinados fenômenos, o espaço geográfico é um fator determinante para o seu entendimento.

Câmara et al. (2004b) citam que a ênfase da análise espacial é mensurar propriedades e relacionamentos, levando em conta a localização espacial do fenômeno em estudo de forma explícita. Nesse sentido, a idéia central é incorporar o espaço à análise que se deseja fazer.

A análise espacial é composta por um conjunto de procedimentos encadeados cuja finalidade é a escolha de um modelo inferencial que considere explicitamente o relacionamento espacial presente no fenômeno. Os procedimentos iniciais da análise incluem o conjunto de métodos genéricos de análise exploratória e a visualização dos dados, em geral, através de mapas. Essas técnicas permitem descrever a distribuição das variáveis de estudo, identificar observações atípicas (*outliers*) não só em relação ao tipo de distribuição, mas também em relação aos vizinhos e buscar a existência de padrões na distribuição espacial. Desse modo, torna-se possível estabelecer hipóteses sobre as observações (CÂMARA et al., 2004b).

A utilização de um estimador de densidade é muito útil para fornecer uma visão geral da distribuição espacial do fenômeno ou variável. De acordo com os autores, quando os valores observados representam uma medida “média” pode-se utilizar um estimador no qual é permitido calcular o valor do atributo por cada unidade de área. Para toda posição (x,y) cujo valor se quer estimar, o estimador de intensidade de Kernel será computado tendo como base  $\{z_1, \dots, z_n\}$ , contidos num raio de tamanho  $\tau$ , a partir da equação (CÂMARA et al., 2004a):

$$\hat{z}_i = \frac{\sum_{j=1}^n k\left(\frac{d_{ij}}{\tau}\right) z_j}{\sum_{j=1}^n k\left(\frac{d_{ij}}{\tau}\right)}, \quad d_{ij} \leq \tau \quad (6)$$

Onde a função  $k(\ )$  é um interpolador não paramétrico,  $z_j$  é o valor do atributo considerado na área  $j$ ,  $d_{ij}$  é a distância entre os elementos  $i$  e  $j$  e  $\tau$  é a largura da banda.

O índice de Moran é utilizado para o cálculo da correlação espacial e mede o grau de associação espacial da variável ou fenômeno estudado. Segundo Câmara et al. (2004a), esse índice possibilita a caracterização da dependência espacial e é calculado para cada ordem de vizinhança da seguinte forma:

$$I^{(k)} = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij}^{(k)} (z_i - \bar{z})(z_j - \bar{z})}{\sum_{i=1}^n (z_i - \bar{z})^2} \quad (7)$$

Onde  $n$  é o número de áreas,  $z_i$  é o valor do atributo considerado na área  $i$ ,  $\bar{z}$  é o valor médio do atributo na região de estudo,  $w_{ij}$  os elementos da matriz normalizada de proximidade espacial e  $k$  é a ordem de vizinhança.

Através do índice de Moran podem-se obter valores entre -1 e +1, de maneira que os extremos do intervalo (valores próximos de -1 ou +1) são os que apresentam alta correlação, já os valores próximos de 0 (Zero) indicam baixa correlação. Para avaliar a significância do índice, é necessário associar este a uma distribuição estatística, sendo mais usual relacionar a estatística de teste à distribuição normal. Outra possibilidade, e mais comumente utilizada, é o teste de pseudo-significância. Nesse caso, são geradas diferentes permutações dos valores de atributos associados às regiões e cada permutação produz um novo arranjo espacial no qual os valores estão redistribuídos entre as áreas. Assim, constrói-se uma distribuição empírica de  $I$  e se o valor de índice medido originalmente corresponder a um valor extremo da distribuição simulada, trata-se de um valor com validade estatística (CÂMARA et al., 2004a).

LISA. Esse índice produz um valor específico de associação espacial para cada área, permitindo assim a identificação de agrupamentos. O índice local de Moran pode ser expresso para cada área  $i$  a partir dos valores normalizados  $z_i$  do atributo como (BAILEY e GATRELL, 1995):

$$I_i = \frac{z_i \sum_{j=1}^n w_{ij} z_j}{\sum_{j=1}^n z_j^2} \quad (8)$$

A significância estatística do LISA é computada de maneira análoga ao índice global de Moran. Uma vez determinada a significância estatística do índice local, é útil gerar um mapa indicando as regiões que apresentam correlação local significativamente diferente do restante dos dados.



## 2.7. GEOESTATÍSTICA

Na década de 1950 Daniel Krige começou a publicar resultados baseados em estudos sobre dados referentes às atividades mineradoras na África do Sul. Desde então, a geoestatística tornou-se uma importante ferramenta na avaliação de jazidas minerais. As técnicas geoestatísticas podem ser usadas para descrever e modelar padrões espaciais, para estimar valores em locais não amostrados, para obter a incerteza associada a um valor estimado em locais não amostrados e também para otimizar malhas de amostragem (ANDRIOTTI, 2003).

A geoestatística faz parte da estatística aplicada que trata problemas referentes às variáveis regionalizadas. Essas variáveis têm um comportamento com características intermediárias entre as variáveis verdadeiramente aleatórias e as totalmente determinísticas. O comportamento de uma variável regionalizada pode variar desde uma situação fracamente estacionária (onde os valores esperados da variável, assim como suas covariâncias espaciais, são os mesmos por uma determinada área), até uma situação em que ocorre estacionaridade apenas nas vizinhanças de uma zona restrita (os valores esperados variam de maneira regular na vizinhança). Para se estudar essas variáveis regionalizadas têm-se duas ferramentas fundamentais da geoestatística: semivariograma e a krigagem (LANDIM, 2003).

Segundo Andriotti (2003) o semivariograma é uma função intrínseca que reproduz a estrutura do fenômeno analisado. Por meio das covariâncias mede as relações estatísticas existentes entre as amostras espaçadas de sucessivos valores pré-determinados.

A Figura 6 mostra semivariograma experimental com características próximas do ideal. Espera-se que observações mais próximas geograficamente tenham um comportamento mais semelhante entre si do que aquelas separadas por maiores distâncias. Desta maneira, é esperado que a semivariância ( $\gamma(h)$ ) aumente com a distância  $h$  (CAMARGO, 1997).

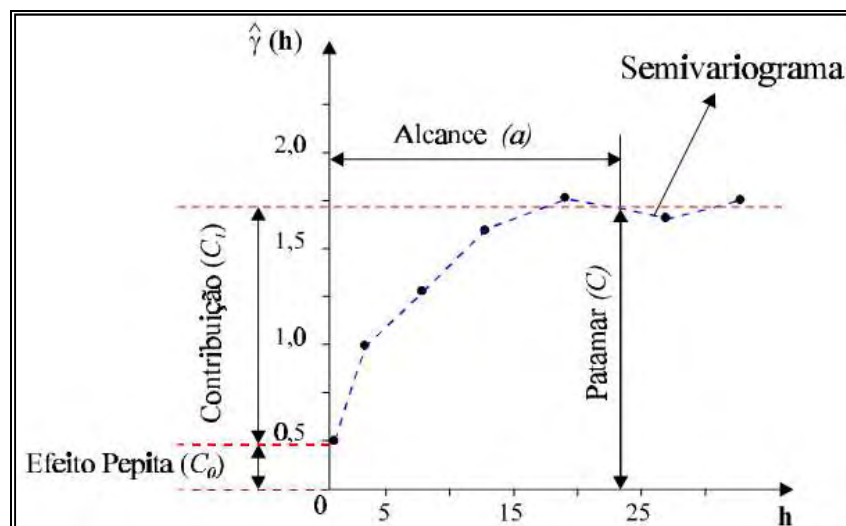


Figura 6– Exemplo de Semivariograma.  
Fonte: Camargo (1997).

**Alcance (a):** distância dentro da qual as amostras apresentam-se correlacionadas espacialmente;

**Patamar (C):** valor do semivariograma correspondente a seu alcance (a). A partir desse ponto considera-se que não existe mais dependência espacial entre as amostras;

**Efeito Pepita (C<sub>0</sub>):** por definição  $g(0)=0$ , na prática, à medida que  $h$  tende para 0 (zero),  $g(h)$  se aproxima de um valor positivo;

**Contribuição (C<sub>1</sub>):** diferença entre o patamar (C) e o Efeito Pepita (C<sub>0</sub>).

Quando os semivariogramas, em diferentes direções, tiverem o mesmo comportamento, diz-se haver isotropia da variável. Senão tem-se anisotropia. Na isotropia,  $\gamma(h)$  não depende da direção em que se estuda o fenômeno, pois seu comportamento será o mesmo em qualquer direção. Na anisotropia,  $\gamma(h)$  terá influência também na direção de  $h$  e não apenas no seu módulo (ANDRIOTTI, 2003).

A detecção de anisotropia pode ser feita por meio da comparação dos semivariogramas experimentais computados em diferentes direções. Os mapas de semivariograma podem facilitar a detecção das direções de anisotropia (GOOVAERTS, 1997).

Com relação à Krigagem é um nome genérico adotado pelos geostatísticos para uma família de algoritmos generalizados de regressão dos mínimos quadrados, em reconhecimento ao trabalho pioneiro de Daniel Krige em 1951 (GOOVAERTS, 1997).

A krigagem compreende um conjunto de técnicas de estimação e predição de superfícies baseada na modelagem da estrutura de correlação espacial. A hipótese

subentendida no procedimento de krigagem é que o processo estudado é estacionário (CAMARGO et al., 2004).

Uma função aleatória é dita estacionária se a função de distribuição acumulada é invariante por translação, ou seja, quaisquer dois vetores das funções  $Z(u)$  e  $Z(u+h)$  têm a mesma função multivariada de distribuição acumulada para qualquer translação do vetor  $h$  (GOOVAERTS, 1997). Já uma função aleatória é não estacionária quando apresenta um desvio, ou seja, sua esperança matemática não é constante em todo o campo estudado. A presença de tendências e a heterogeneidade da variável aleatória estão entre as causas da não-estacionariedade do fenômeno (ANDRIOTTI, 2003).

O procedimento da krigagem é semelhante ao de interpolação por média móvel ponderada, porém na krigagem os pesos são determinados a partir de uma análise espacial, baseada no semivariograma experimental. Além disso, a krigagem fornece, em média, estimativas não tendenciosas (em média a diferença entre valores estimados e verdadeiros para o mesmo ponto deve ser nula) e com variância mínima (estes estimadores possuem a menor variância dentre todos os estimadores não tendenciosos) (CAMARGO, 1997)

A 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. Há diversas formas de Krigagem, dentre elas o mais utilizado é a krigagem ordinária. Nesse caso, ao contrário da krigagem simples, não se exige o conhecimento da média (LANDIM, 1998).

No presente trabalho, o software utilizado na interpolação por geoestatística foi o IDRISI. Para utilizar as ferramentas de geoestatística, o IDRISI oferece uma interface gráfica do “GSTAT”. “GSTAT” é um programa para a modelagem, predição e simulação de dados geoestatísticos em uma, duas ou três dimensões. Foi escrito por Edzer J. Pebesma do Departamento de Geografia Física da Universidade de Utrecht na Holanda. “GSTAT” é um *software* livre e pode ser redistribuído ou modificado sob os termos da GNU *General Public License* (PEBESMA, 1992). A Tabela 1 mostra alguns dos modelos teóricos utilizados no “GSTAT” e a Figura 7 mostra exemplos dos semivariogramas.

Tabela 1 – Exemplos de modelos simples de variogramas utilizados no “GSTAT”

Modelo	Syntax	$\gamma(h)$	h range (alcance)
Nugget (Efeito Pepita)	1 Nug (0)	0 1	$h = 0$ $h > 0$
Spherical (Esférico)	1 Sph (a)	$\frac{3h}{2a} - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a}\right)^3$ 1	$0 \leq h \leq a$ $h > a$
Gaussian (Gaussiano)	1 Gau (a)	$\gamma(h) = 1 - \exp\left(-\left(\frac{h}{a}\right)^2\right)$	$h \geq 0$

Fonte: Adaptado de Pebesma (1992)

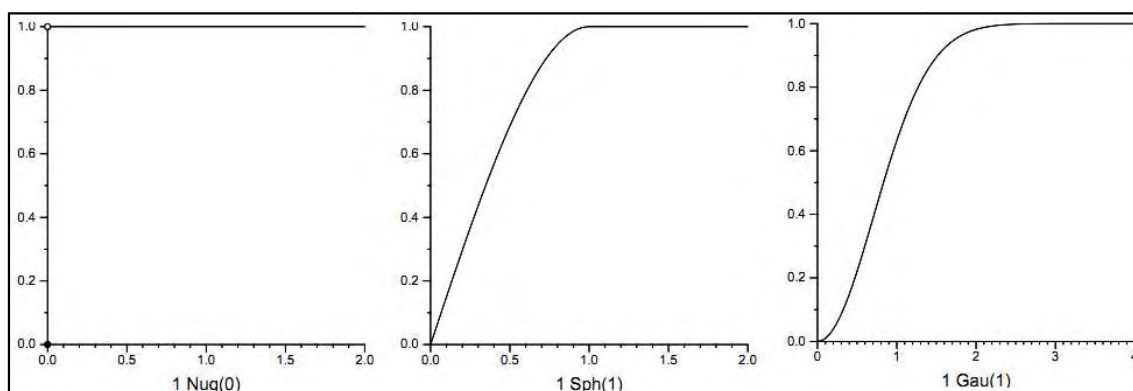


Figura 7 – Exemplos de semivariogramas básicos

Fonte: Adaptado de Pebesma (1992)

A Figura 8 exemplifica a geração do modelo no “GSTAT”.

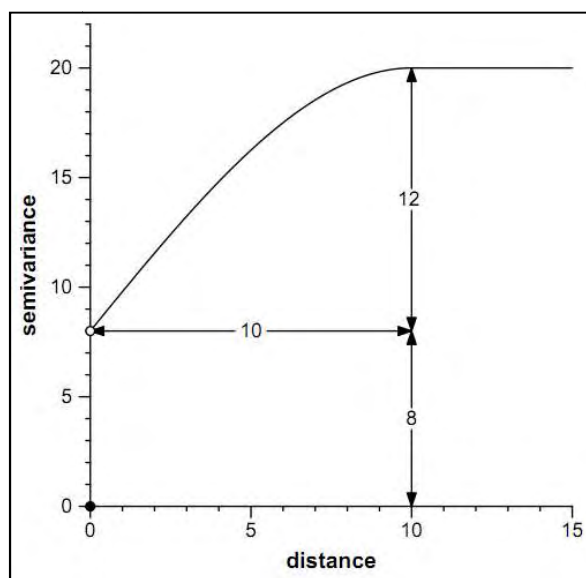


Figura 8 – Exemplo de semivariograma: 8 Nug( ) + 12 Sph(10)

Fonte: Adaptado de Pebesma (1992)

Assim, para o semivariograma da Figura 8, o modelo no “GSTAT” será: 8 Nug( ) + 12 Sph(10).

Quando se tem o caso de anisotropia as direções de maior e menor alcance precisam ser modeladas. Assim têm-se três estruturas (Efeito pepita, maior alcance e menor alcance). Além disso, mais dois parâmetros precisam ser adicionados no modelo: a direção (ângulo) de anisotropia e a razão de anisotropia (dado pela divisão do valor de menor alcance pelo de maior). Tem-se então: 1ª Estrutura – efeito pepita; 2ª Estrutura – Modelo (Maior alcance, ângulo, razão de anisotropia); e 3ª Estrutura – Modelo (Menor alcance, ângulo, razão de anisotropia). Exemplo:  $0.0022 \text{ Nug}(0) + 0.00365 \text{ Gau}(70,40,0.60) + 0.005 \text{ Sph}(40,130,0.60)$ .

### 3. MATERIAL E MÉTODO

#### 3.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo faz parte do reservatório de Porto Colômbia. Esse reservatório fica localizado no Rio Grande, entre os municípios de Planura (MG) e Guaíra (SP), aproximadamente, 50 km da cidade de Barretos – SP. Foi construído para aproveitar o alto grau de regularização de descargas, promovido pelo reservatório da Usina de Furnas. A barragem de Porto Colômbia forma um lago de 143 km<sup>2</sup>, constituindo-se em outro ponto importante de regularização do Rio Grande. A operação comercial da Usina foi iniciada em junho de 1973 e, em janeiro de 1974, ela já atingia sua capacidade total instalada de 320 MW (4 X 80 MW) (FURNAS, 2009).

O rio onde se encontra a barragem de Porto Colômbia é formado por um grande número de reservatórios. De acordo com Thomaz e Bini (1998) a formação de um reservatório representa a criação de um ecossistema lântico que apresentará um processo de sucessão com substituição gradativa das espécies. Assim, em um determinado momento esses ambientes serão colonizados por macrófitas aquáticas em maior ou menor escala.

Foi realizado um levantamento preliminar para a escolha da área de estudo mais adequada às necessidades do trabalho. Levantamentos expeditos foram feitos com o ecobatímetro ao longo de todo rio Uberaba, além de levantamentos à montante do reservatório. Com isso foi delimitado a área de estudo.

O estudo foi realizado especificamente em um trecho do Rio Uberaba, afluente do Rio Grande (Figura 9). Essa região foi escolhida por ser uma área com presença abundante de macrófitas submersas (*Egeria najas* e *Egeria densa*), de fácil navegação e sem paliteiros – troncos e galhos de árvores secas fixas dentro do corpo d'água que são comumente encontradas nesse rio (Figura 10), pois poderia danificar o equipamento sonar que fica submerso (Aproximadamente 50 cm abaixo da superfície da água). Essa área tem aproximadamente 36 ha (360.000 m<sup>2</sup>).

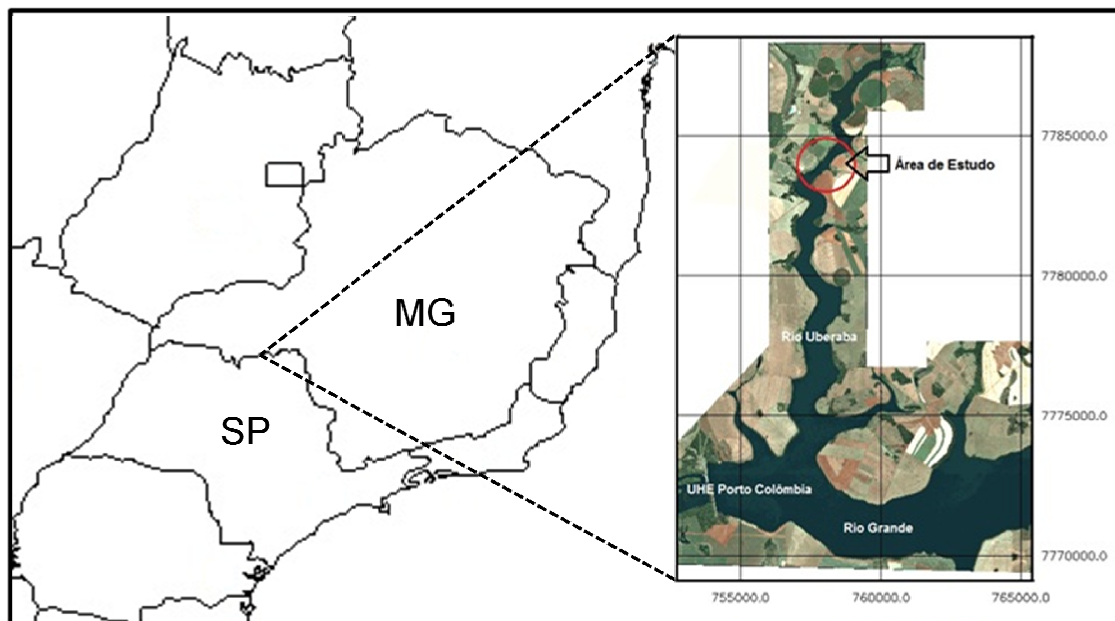


Figura 9 – Área de Estudo: Trecho do Rio Uberaba – MG



Figura 10 – Exemplo de galhadas encontradas ao longo do rio Uberaba

### 3.2. LEVANTAMENTO E PROCESSAMENTO DOS DADOS ECOBATIMÉTRICOS

Para a coleta dos dados utilizou-se o sonar científico digital BioSonics DT-X (Ecobatímetro) (Figura 11). Esse sistema pode ser configurado para diferentes aplicações, tanto em ambientes marinhos como em ambientes de água doce. Algumas das aplicações são: batimetria, monitoramento de habitat, distribuição de plantas e sedimentos, entre outros. (BIOSONICS INC, 2010).



Figura 11 – Ecobatímetro Biosonics DT-X  
Fonte: BIOSONICS INC (2010)

Esse sensor ativo emite sinal em duas frequências do espectro sonoro. Enquanto o sinal de maior frequência interage com alvos de menor tamanho como peixe e plantas submersas, o de menor frequência é refletido somente pelo fundo do corpo d'água. Assim, é possível obter dados tanto do relevo submerso como das plantas presentes.

A Figura 12 apresenta a arquitetura do sistema do ecobatímetro utilizado no trabalho. O Ecobatímetro funciona como um Painel de Controle que interliga o transdutor, o sistema de navegação e o computador. É possível controlar o sistema por meio do Notebook, o qual contém o software necessário para a aquisição e o armazenamento dos dados. Juntamente com os dados subaquáticos de interesse obtidos por meio do transdutor, o computador também coleta e armazena dados do GPS.



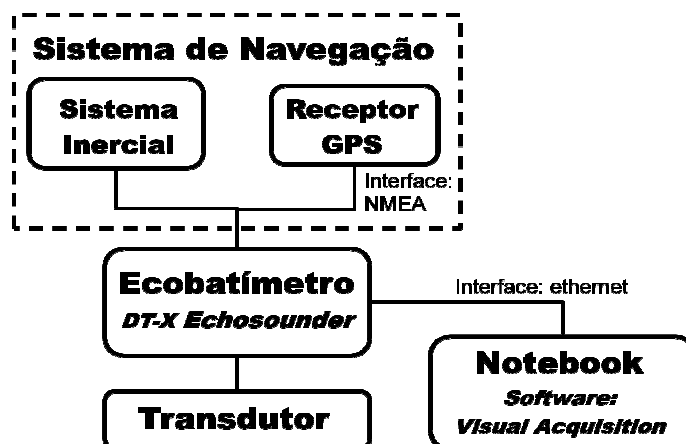


Figura 12 – Arquitetura do sistema do ecobatímetro DT-X

O GPS utilizado no sistema foi o Garmin eTrex Vista (GPS de navegação), cuja incerteza de posicionamento variava entre 6 e 8 metros. O sistema de referência adotado no trabalho foi o WGS-84. Os dados foram obtidos no sistema de coordenadas geográficas (latitude, longitude), e para que as coordenadas fossem compatíveis com o ecobatímetro utilizou-se a interface NMEA.

Foi necessária uma estrutura metálica para adaptar o transdutor em um barco de alumínio de aproximadamente 5 metros de comprimento (Figura 13).



Figura 13 – Instalação do equipamento de eco-sondagem no barco

Os dados do ecobatímetro foram adquiridos em uma campanha de campo realizada no dia 27 de setembro de 2009. A amostragem foi feita por transectos em Zig-Zag. O software utilizado na coleta dos dados foi o Visual Acquisition. A interface do software no momento da aquisição dos dados pode ser vista na Figura 14.

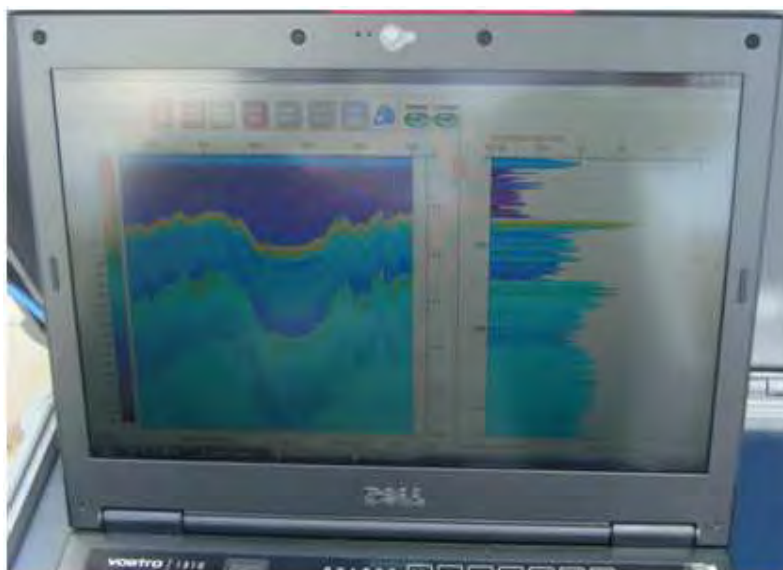


Figura 14 – Software Visual Acquisition: Aquisição dos dados do ecobatímetro

Depois de armazenados, os dados foram visualizados e analisados no software Visual Analyser (Figura 15). Por meio deste aplicativo foi possível indicar a profundidade de transição entre presença e ausência de macrófitas aquáticas submersas de cada arquivo armazenado. Essa informação foi utilizada no software EcoSAV.

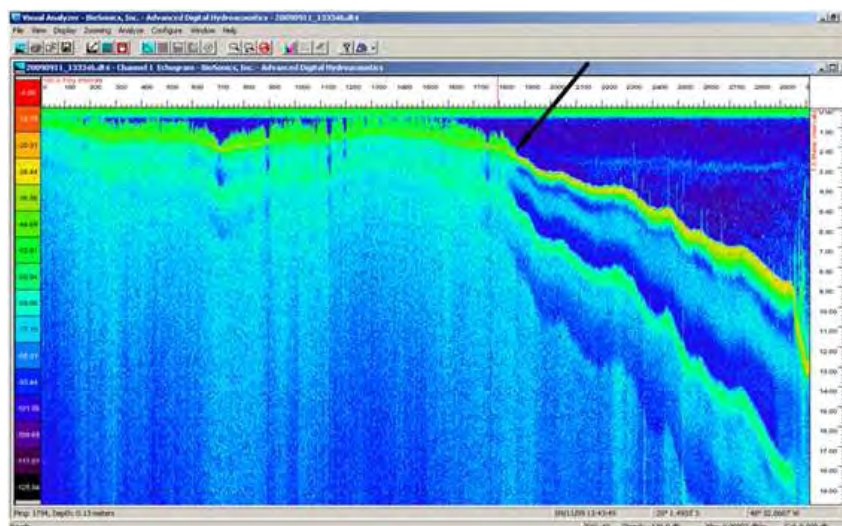


Figura 15 – Software Visual Analyser: Análise dos dados do ecobatímetro

Os dados foram processados no EcoSAV (Figura 16) para localização e quantificação da vegetação aquática submersa. Para cada arquivo foi indicado a profundidade de transição entre presença e ausência de macrófitas submersas. Os arquivos processados geram uma tabela contendo as coordenadas, tempo, profundidade, altura das macrófitas submersas, porcentagem de cobertura vegetal, entre outras.

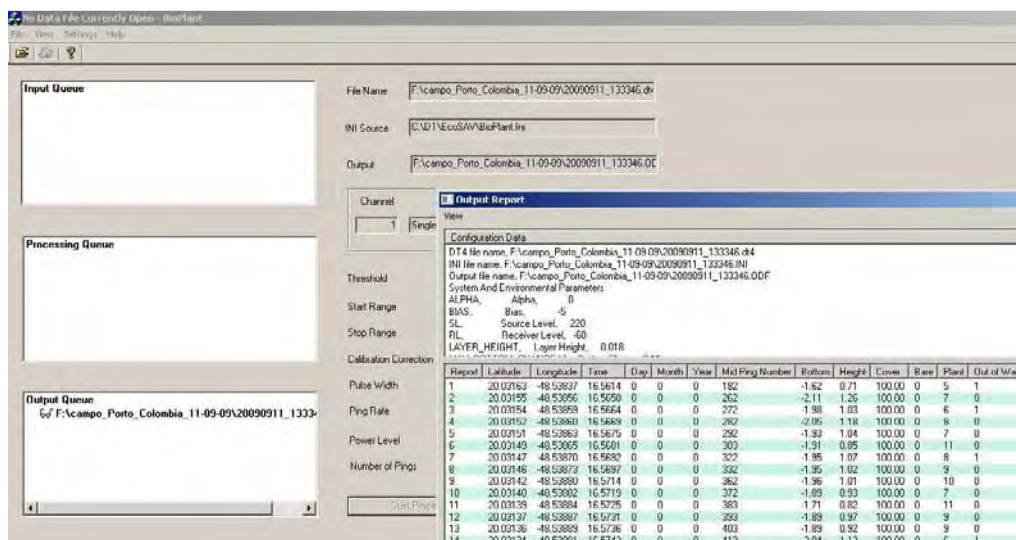


Figura 16 – Software EccoSAV: Processamento dos dados do ecobatímetro para obtenção de informações referentes à vegetação aquática submersa.

As tabelas obtidas por meio do EccoSAV foram convertidas em formato compatível para serem importadas em um ambiente SIG, no caso foi utilizado o *software* SPRING (Figura 17). Utilizou-se dois planos de informações (PIs) do modelo de dados MNT, o primeiro contendo os dados de altura das macrófitas e o segundo os dados de profundidade.

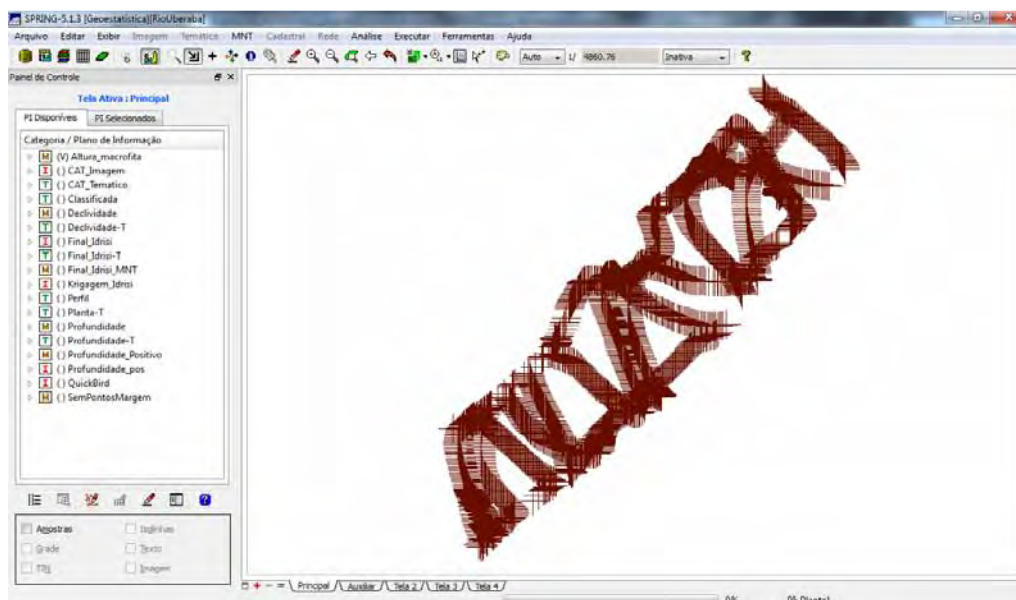


Figura 17 – Distribuição espacial da amostragem do ecobatímetro

### 3.3. PROCESSAMENTO DA IMAGEM QUICKBIRD

No presente trabalho foram utilizadas imagens do sensor multiespectral do satélite QuickBird. O sistema oferece dados com resolução espacial de 2,4 metros no modo multiespectral em um vasto campo de visada. As bandas multiespectrais do sensor são: azul (450 – 520 nm), verde (520 – 600 nm), vermelho (630 – 690 nm) e infravermelho próximo (760 – 900 nm). Além disso, possui uma resolução radiométrica de 11 bits.

As principais etapas para o processamento da imagem QuickBird foram: planejamento do levantamento de dados do trabalho de campo considerando a data de aquisição da imagem; apoio terrestre com GPS; e correções geométrica e atmosféricas da imagem.

Uma etapa importante dos trabalhos experimentais refere-se ao planejamento das atividades de coleta dos dados. O planejamento deve ser feito com base nas possíveis datas de aquisição das imagens de satélite QuickBird, sendo essa altamente dependente das condições climáticas. Essa condição de que o campo seja uma data próxima à aquisição da imagem é devido à necessidade de estimar correlações entre a resposta espectral e os dados de campo.

A imagem QuickBird foi adquirida no dia 17 de setembro de 2009. A correção geométrica foi realizada no aplicativo *Leica Photogrammetry Suite* (LPS), com base no arquivo dos coeficientes polinomiais RPCs (*Rational Polynomial Coefficients*) e pontos de controle coletados no terreno com receptores GPS.

A correção dos efeitos atmosféricos foi realizada no módulo FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*) do aplicativo ENVI. Esse módulo utiliza como padrão o modelo físico de transferência radiativa MODTRAN. MODTRAN (*MODerate spectral resolution atmospheric TRANsmittance algorithm and computer model*) é um algoritmo computacional rigoroso de transferência radiativa usado para modelar características de absorção, transmissão, emissão e espalhamento da atmosfera (IENTILUCCI, 2007).

#### **4. ABORDAGENS DE INFERÊNCIA ESPACIAL**

Nesse capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos. Dessa maneira as seguintes seções mostram: 4.1. Análise espacial de macrófitas submersas; 4.2. Métodos convencionais de interpolação de dados ecobatimétricos; 4.3. Sensoriamento remoto para detecção de macrófitas submersas; e 4.4. Geoestatística na inferência espacial de macrófitas submersas.

## **4.1. ANÁLISE ESPACIAL DE MACRÓFITAS SUBMERSAS**

Esta seção trata de uma análise da distribuição espacial de macrófitas aquáticas submersas na área de estudo. Para isso utilizou-se dados obtidos com ecobatímetro. Para que fosse possível a aplicação de técnicas de estatística espacial de dados de área, os dados sofreram uma interpolação por média ponderada para a geração de uma representação contínua da profundidade do rio e altura da macrófita, divididas em células de 50m x 50m. Com base nas células geradas foram calculados o estimador de densidade Kernel e índices de correlação global (Moran) e de correlação local (LISA – índice local de Moran). Supõe-se que a altura dessas macrófitas esteja correlacionada com a variável profundidade e que a correlação espacial deva ser considerada no processo de inferência espacial por geostatística. Assim, essas hipóteses são avaliadas no presente capítulo.

### **4.1.1. Introdução**

O mapeamento de macrófitas submersas com base em imagens de sensoriamento remoto apresenta dificuldade adicional devido à coluna d'água que está sobre o dossel. Isso ocorre porque a água possui alta capacidade de atenuação de energia eletromagnética. Por ser uma variável de estudo cujo atributo espacial é essencial para a compreensão de seu desenvolvimento no ambiente, técnicas de estatística espacial surgem como uma ferramenta de grande auxílio para avaliar hipóteses como a de que a distribuição espacial não ocorre aleatoriamente no espaço, mas que depende da sua posição, bem como de outras ocorrências dessas plantas ou mesmo das características da região. Essa análise espacial é realizada com a finalidade de avaliar a correlação espacial da ocorrência das macrófitas aquáticas submersas. Além disso, o grau de correlação entre as variáveis profundidade e altura das macrófitas submersas foi considerado.

No mapeamento de macrófitas submersas a água dificulta essa tarefa, pois a água possui alta capacidade de atenuação de energia eletromagnética. Por ser uma variável de estudo cujo atributo espacial é essencial para a compreensão de seu desenvolvimento no ambiente, técnicas de estatística espacial surgem como uma

ferramenta de grande auxílio. Essa análise espacial é realizada com a finalidade de avaliar a correlação espacial da ocorrência das macrófitas aquáticas submersas. Além disso, o grau de correlação entre as variáveis profundidade e altura das macrófitas submersas foi considerado.

Assim, o objetivo dessa seção é analisar a distribuição espacial de macrófitas aquáticas submersas no reservatório de Porto Colômbia utilizando dados levantados com um ecobatímetro, buscando o entendimento do relacionamento de cada elemento amostral com os elementos amostrais que o circundam. Essa análise é realizada com a finalidade de avaliar estatisticamente, para o estudo de caso, a correlação espacial da ocorrência dessas macrófitas aquáticas submersas, bem como o grau de correlação com a variável profundidade.

#### **4.1.2. Procedimento Metodológico**

Como o intuito desse trabalho é fazer a análise espacial baseada em dados de área, no *SPRING* fez-se uma interpolação por média ponderada dos dados coletados pelo ecobatímetro, gerando um MNT de resolução espacial de 50m, cujos atributos são altura da macrófita e profundidade do rio. Nesse tipo de interpolação o valor de cota de cada elemento da grade é definido pela média ponderada dos valores de cota das amostras vizinhas (FELGUEIRAS, 2001).

A partir da grade fez-se a vetorização da região de interesse em células de 50 x 50m (Figura 18). Vale ressaltar que essa resolução das células foi definida de forma empírica. Com isso foi possível atribuir os dados de interesse (altura da macrófita e profundidade do rio) nos polígonos gerados. Foi utilizado o modelo de dados cadastral que permite realizar a análise espacial no software *SPRING*.

Nesse trabalho, foi calculado o estimador de Kernel no aplicativo *SPRING*, e após vários testes adotou-se o valor da largura de banda igual a 75 metros, obtendo como resultado uma grade MNT. Foi efetuado o fatiamento da grade para a geração de uma representação temática para uma melhor compreensão do fenômeno.

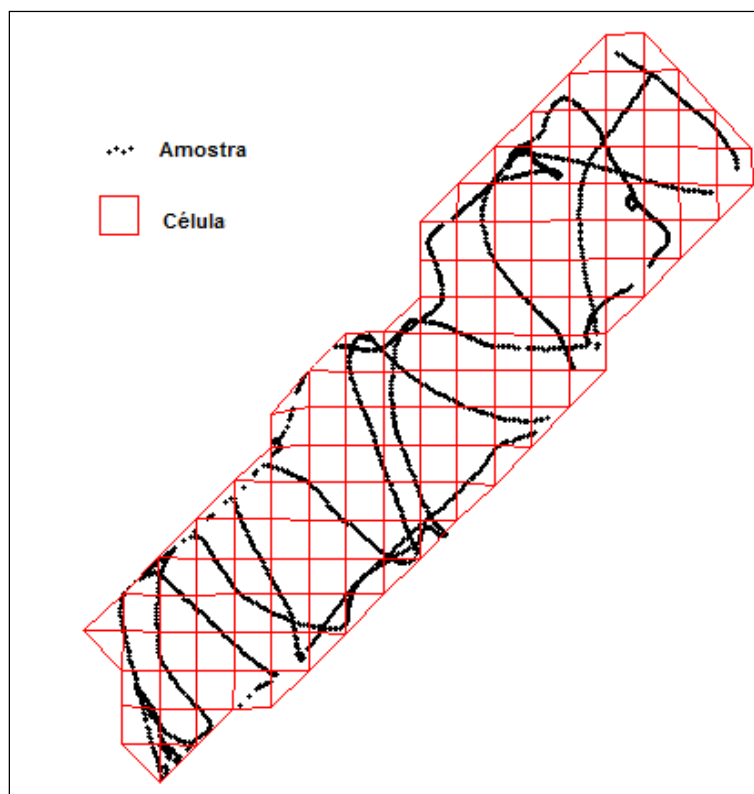


Figura 18 - Distribuição espacial da amostra e células para análise espacial de dados de área

Visando um melhor detalhamento calculou-se o índice de Moran para analisar a autocorrelação espacial global e também se utilizou o Indicador Local de Associação Espacial (LISA) que permite avaliar diferentes regimes espaciais existentes na área de estudo.

O índice de Moran foi calculado no aplicativo *GeoDa* e foi utilizado o teste de pseudo-significância para constatar a validade estatística do mesmo.

Após uma análise global, também se buscou avaliar índices locais, e para isso, foi calculado o índice LISA, também no aplicativo *GeoDa*.

A significância estatística do LISA é computada de maneira análoga ao índice global de Moran. Uma vez determinada a significância estatística do índice local, é útil gerar um mapa indicando as regiões que apresentam correlação local significativamente diferente do restante dos dados.

Com isso, aplicando as técnicas de análise espacial citadas, foi possível uma caracterização da área de estudos quanto à distribuição espacial de macrófitas.



### 4.1.3. Resultados e Discussão

Ao se aplicar o estimador de densidade por Kernel nos dados referente à altura da vegetação aquática submersa da área estudada, obteve-se o resultado ilustrado na Figura 19.

O mapa de estimativa de densidade por Kernel mostrou-se uma ferramenta eficiente de exploração dos dados, apontando como a altura das macrófitas submersas se distribui no ambiente, ou seja, indicou como as observações estão agrupadas.

De maneira geral, os valores mais altos encontram-se nas margens do rio, o que já era esperado, pois a radiação eletromagnética é uma das necessidades essenciais das macrófitas submersas. Isso significa que no talvegue do rio, onde se encontram as maiores profundidades, as plantas estudadas encontram grande dificuldade de sobrevivência.

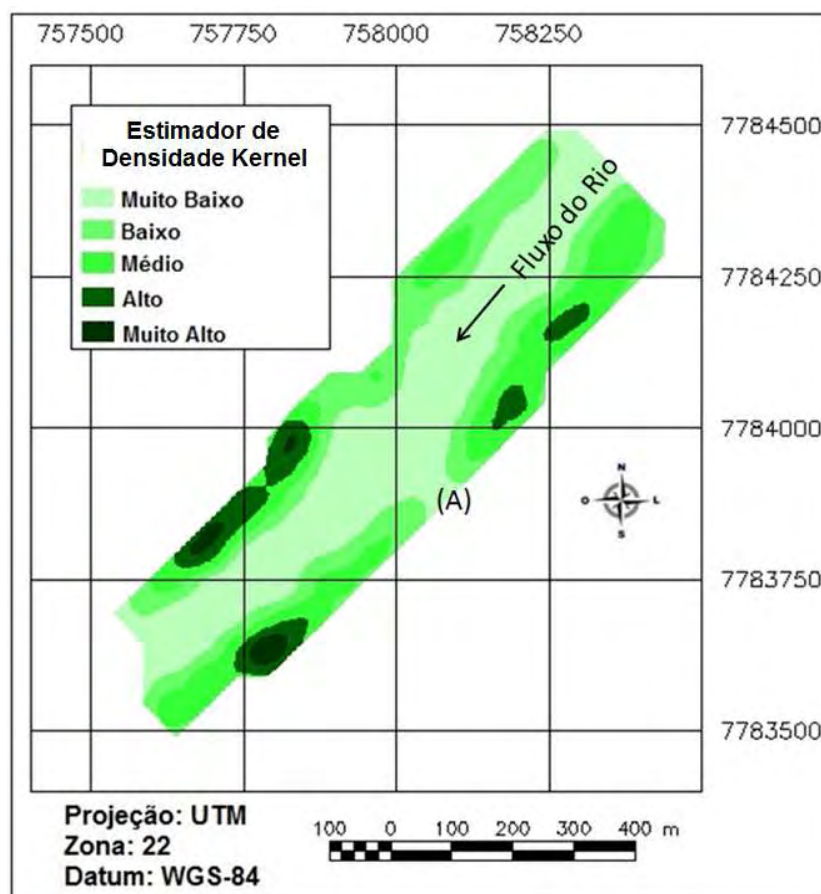


Figura 19 – Distribuição espacial da altura de macrófitas submersas pelo estimador de densidade por Kernel.

No ponto (A) da Figura 19 nota-se um comportamento igual ao do talvegue do rio, causado pelo fato que nesse ponto tem-se o deságüe de um afluente do Rio Uberaba, portanto um local de maior profundidade. O que mostra a coerência do resultado obtido pelo estimador Kernel no agrupamento da variável.

Com o estimador de densidade foi possível observar os agrupamentos de forma a levantar hipóteses sobre influências externas que podem causar tal efeito no comportamento da vegetação aquática submersa.

Para analisar autocorrelação espacial global foi calculado o índice de Moran. O valor do Índice de Moran equivale ao coeficiente angular da reta de regressão linear (Figura 20, reta azul). Por meio do Diagrama de Espalhamento (Figura 20) foi possível confirmar a dependência espacial mostrada pelo índice de Moran.

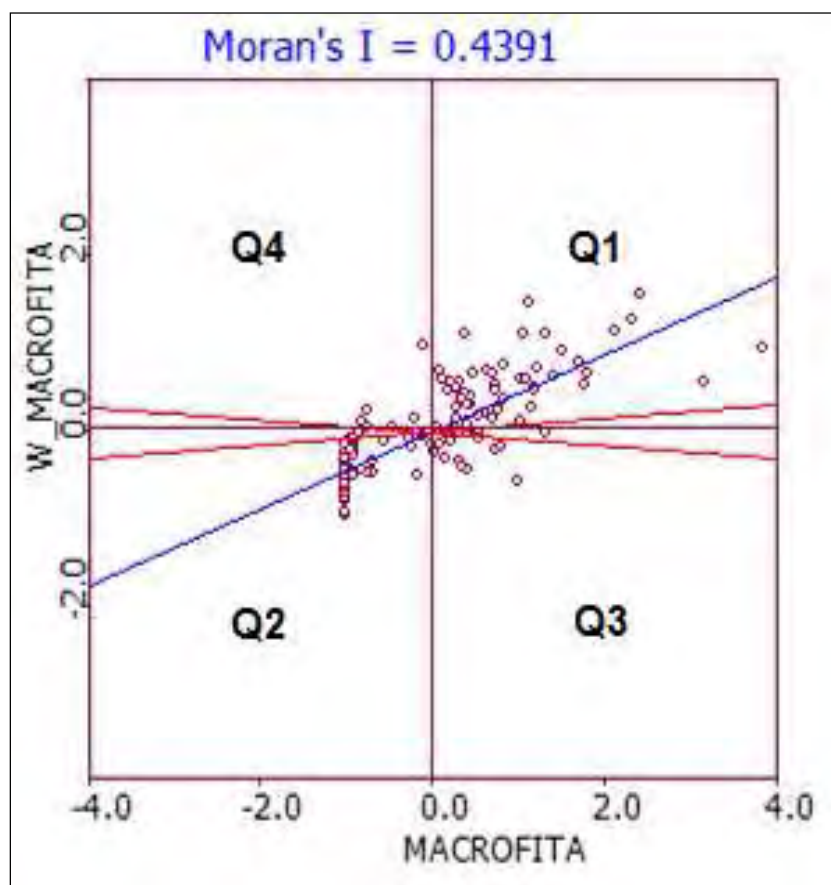


Figura 20 – Diagrama de espalhamento e Índice de Moran.

Como mostrado no Diagrama, a maior parte dos dados encontra-se nos quadrantes de associação espacial positivos, havendo poucas regiões que não seguem o mesmo processo de dependência espacial das demais observações.

Uma maneira para visualizar a importância estatística do Índice de Moran é por meio dos envelopes (Figura 20, retas vermelhas). Observou-se que os dados do digrama de dispersão estão consideravelmente fora do intervalo dos envelopes, com isso pode-se dizer que o Índice de Moran tem significado estatístico.

O teste de pseudo-significância com 999 permutações forneceu um p-valor = 0,001, como mostra a Figura 21. O valor de índice de Moran medido originalmente (barra laranja) corresponde a um valor totalmente extremo da distribuição simulada. Dessa forma, o índice de Moran com o valor de 0,4391 indica uma significativa correlação espacial para todo o conjunto de dados, ou seja, as macrófitas não ocorrem em uma determinada posição por acaso.

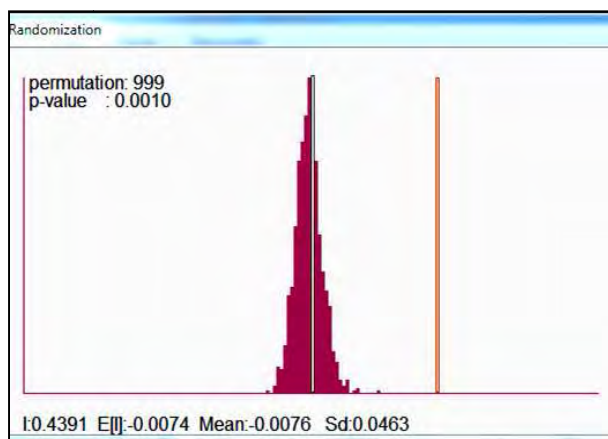


Figura 21 – Distribuição empírica do Índice de Moran.

Prosseguindo o estudo, visando agora analisar diferentes regimes de associação espacial, utilizou-se os resultados de indicadores locais de associação espacial.

A Figura 22 indica as regiões que apresentam correlação local significativamente diferente das demais regiões. As quatro classes mostradas no Mapa de Agrupamento correspondem aos quatro quadrantes do Diagrama de Espalhamento de Moran. A Figura 23 mostra as localidades com estatística de Moran significativas, com diferentes níveis de significância.

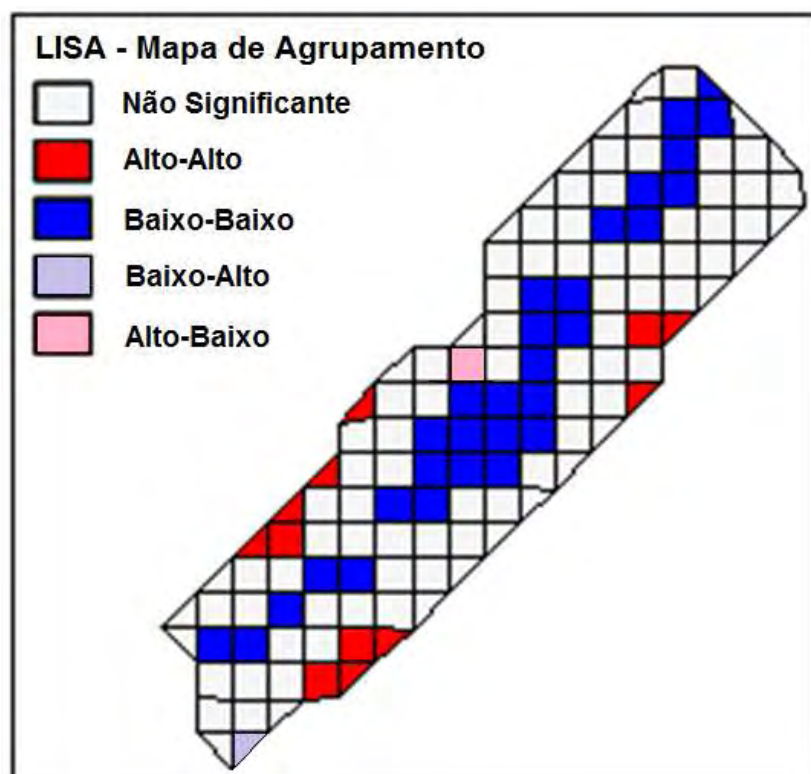


Figura 22 – LISA: Mapa de Agrupamento.

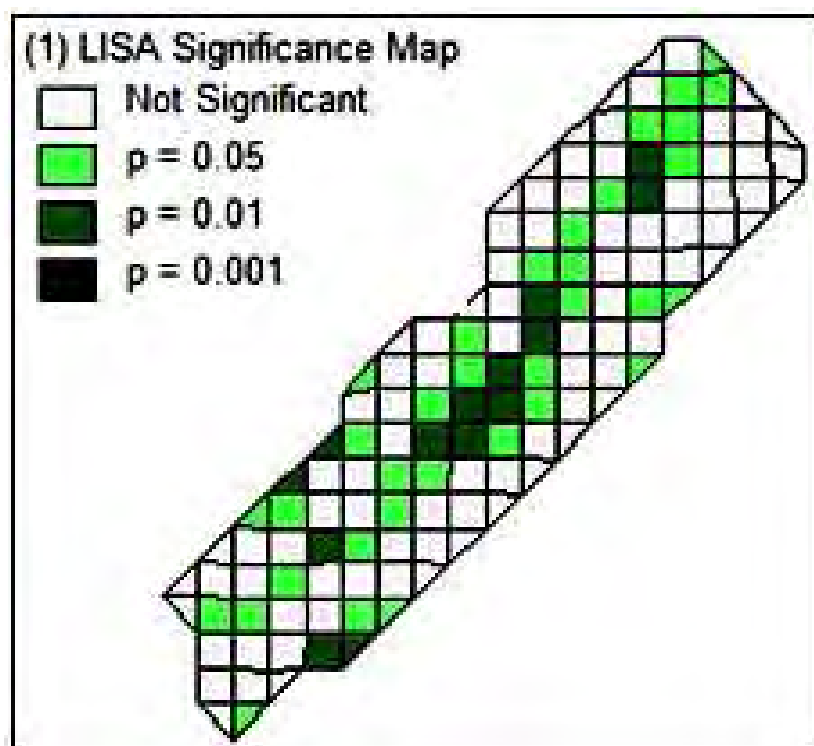


Figura 23 – LISA: Mapa de significância

Para Anselin (2005) cada quadrante mostrado na Figura 22 corresponde a um tipo diferente de autocorrelação espacial: Alto-Alto e Baixo-Baixo para

autocorrelação espacial positiva, Baixo-Alto e Alto-Baixo para autocorrelação espacial negativa.

Foi possível observar a existência de clusters espaciais locais de valores altos (Alto-Alto) e baixos (Baixo-Baixo) bem como as regiões que mais contribuem para a existência de autocorrelação espacial.

A classe Alto-Alto caracteriza o agrupamento nas regiões de maiores concentrações de macrófitas. Observa-se que esse agrupamento ocorre somente próximo às margens, pois essas plantas aquáticas não se fixam em regiões profundas.

A classe Baixo-Baixo está localizada na região mais profunda do rio e mostra regiões de inexistência de plantas submersas.

Há a presença de duas células (Baixo-Alto e Alto-Baixo) que indicam regiões de transição entre regimes espaciais distintos, ou seja, entre áreas de alta densidade de plantas e regiões de carência ou inexistência de vegetação. A presença dessas classes pode ser causada pelas células com dados muito distintos, ou seja, aquelas que têm densidade de vegetação alta e também vegetação inexistente.

Nota-se a semelhança do agrupamento obtido por LISA (Figura 22) e o Estimador Kernel (Figura 19). Para analisar o comportamento das macrófitas observa-se um agrupamento principal em três regiões, sendo um na margem direita e dois na margem esquerda. O outro agrupamento principal formado está relacionado com regiões de não ocorrência de macrófitas e localiza-se no talvegue.

Com a aplicação das diferentes técnicas de análise espacial foi possível observar as tendências de agrupamento existentes entre as macrófitas submersas. Com esses agrupamentos observou-se que a distribuição dessas plantas está espacialmente correlacionada.

O grau de correlação entre a presença de macrófitas e profundidade do rio é mostrado na Tabela 2. Com isso, foi possível verificar a influência da profundidade no desenvolvimento das macrófitas submersas.

Tabela 2 – Grau de correlação entre Macrófitas submersas e profundidade do rio.

<b>Correlação</b>	Profundidade do Rio
Altura da Macrófita	30.5%

No cálculo do grau de correlação entre a altura de macrófitas submersas e a profundidade do rio obteve-se um valor de 30.5% que mostra uma fraca correlação entre as variáveis.

#### **4.1.4. Conclusão**

Neste trabalho foi analisada a distribuição espacial de macrófitas aquáticas submersas com o intuito de avaliar e entender como elas relacionam-se no espaço, bem como com a variável profundidade.

O resultado do estimador de densidade por Kernel indicou que a dependência espacial é uma variável que deve ser levada em consideração, pois os agrupamentos são evidentes.

Também foram aplicadas duas técnicas de análise de correlação espacial. Ambas as análises de autocorrelação espacial (global e local) confirmaram o que já tinha sido observado no estimador de Kernel. Essa análise espacial confirma a hipótese inicial de que a vegetação estudada tem forte correlação espacial devido a presença da planta favorecer o surgimento de novas plantas em sua vizinhança.

Desta forma, confirmou-se a hipótese de que qualquer que seja a técnica de inferência aplicada no mapeamento de macrófitas imersas, a dependência espacial deve ser incluída por fornecer um elevado grau de explicação da sua presença.

Esse tipo de vegetação aquática submersa vem causando diversos problemas pelo seu crescimento descontrolado, com isso, vários estudos vêm sendo direcionados nesse campo com o intuito de tentar resolver os problemas causados por essas plantas em reservatórios de usinas hidrelétricas. Os resultados obtidos indicam, portanto, que a modelagem dessa dependência espacial com técnicas de geoestatística pode constituir uma abordagem de inferência adequada. Nesse sentido, as técnicas de análise exploratória contribuíram para aprofundar o conhecimento sobre a ocorrência dessas plantas no espaço.

## 4.2. MÉTODOS CONVENCIONAIS DE INTERPOLAÇÃO DE DADOS ECOBATIMÉTRICOS

Para que se consiga um manejo adequado das macrófitas submersas é necessário conhecer a distribuição espacial dessa variável. Assim, técnicas de interpolação convencionais podem ser alternativas razoáveis. Para isso utilizou-se dados pontuais da altura das macrófitas submersas e profundidade do corpo de água obtidos com o ecobatímetro. Interpoladores disponíveis no *software* SPRING foram utilizados e com isso foi possível gerar mapas temáticos das variáveis estudadas. Finalmente os resultados foram analisados e comparados.

### 4.2.1. Introdução

O uso de imagens obtidas por sensoriamento remoto tem sua capacidade limitada quando se refere à detecção de alvos submersos. Com isso, vem sendo cada vez mais utilizado dados obtidos por sondas acústicas para atingir esse objetivo.

O uso dos dados ecobatimétricos em conjunto com técnicas de interpolação pode fornecer informações confiáveis para se entender o ecossistema local e adotar medidas de manejo.

Assim, o objetivo dessa seção é utilizar os interpoladores convencionais disponíveis no *software* SPRING para mapear as variáveis obtidas com o ecobatímetro. Além disso, analisar a confiabilidade de cada interpolador.

### 4.2.2. Procedimento Metodológico

Utilizaram-se dados do ecobatímetro descritos na seção 3.2. Para que fosse possível analisar os resultados foram retirados quatro transectos antes de ser realizada a interpolação nos dados tanto de altura de macrófitas quanto da profundidade do rio. Além disso, foi delimitada a margem do rio considerando como sendo cota zero, assim, essa informação auxiliaria no processo de interpolação dos dados de profundidade.

Foram geradas grades regulares a partir dos interpoladores: Vizinho Mais Próximo; Média Simples; e Média Ponderada. Além disso, gerou-se o TIN através das amostras para posteriormente serem geradas as grades regulares por meio dos interpoladores: Linear e Quíntico.

Obtidas as grades, realizou-se o fatiamento para se ter uma melhor ilustração das informações obtidas com cada tipo de interpolador.

Finalmente, por meio dos transectos não utilizados, foram avaliadas as interpolações.

### **4.2.3. Resultados e Discussão**

A seguir são apresentados os resultados do fatiamento das interpolações dos dados de altura das macrófitas submersas e profundidade do corpo de água. Além disso, a avaliação dos resultados é mostrada por meio de análises de perfis ao longo da área de estudo.

#### **4.2.3.1. Altura das macrófitas submersas**

Os mapas temáticos resultantes das interpolações dos elementos amostrais da variável altura das macrófitas aquáticas submersas são mostradas nas Figuras de 24 a 28. Considerando as características das medidas foi definido um fatiamento de 10 em 10 centímetros até os 50 cm e um final que englobasse toda vegetação com mais de 50 cm, totalizando sete classes temáticas.



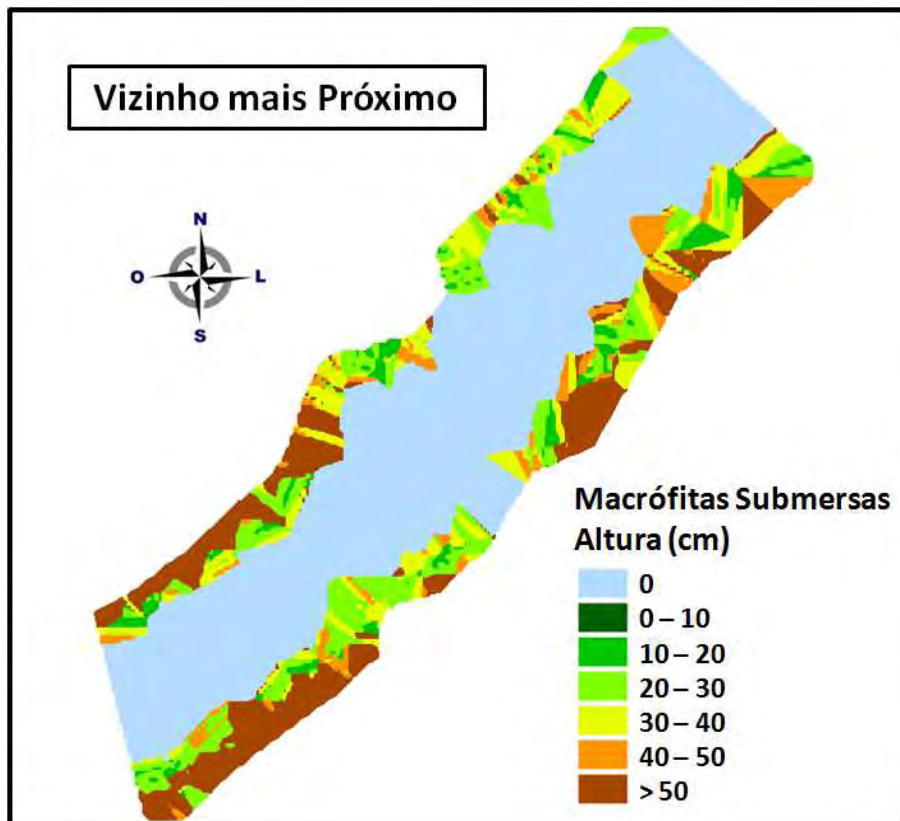


Figura 24 – Fatiamento da interpolação por Vizinho mais Próximo dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa.

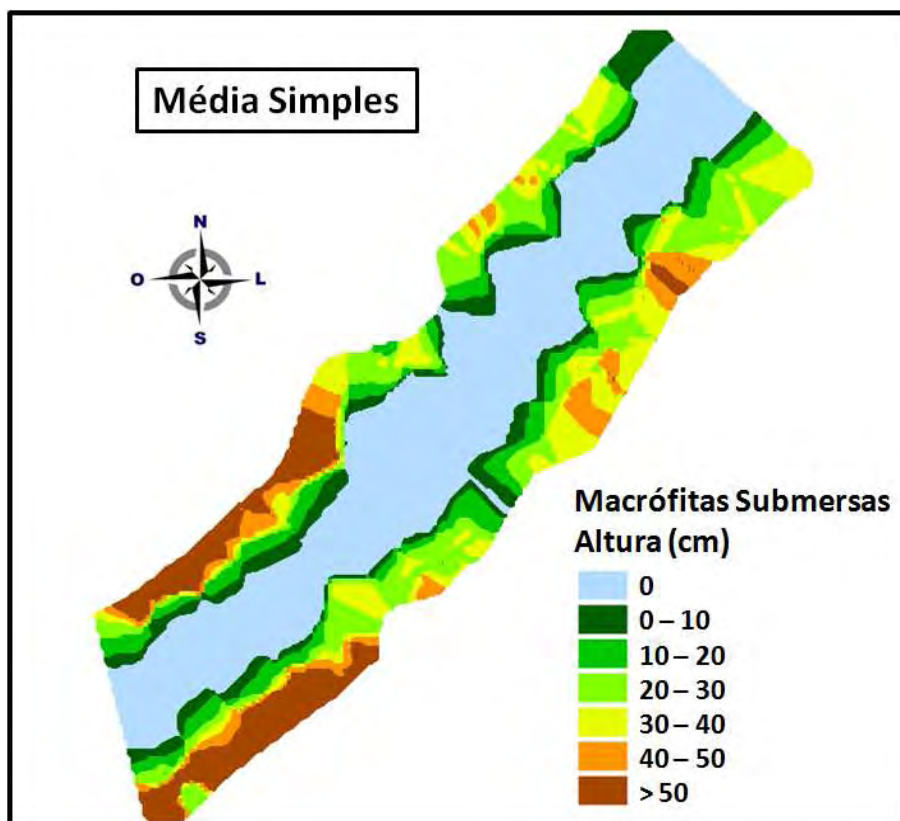


Figura 25 – Fatiamento da interpolação por Média Simples dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa

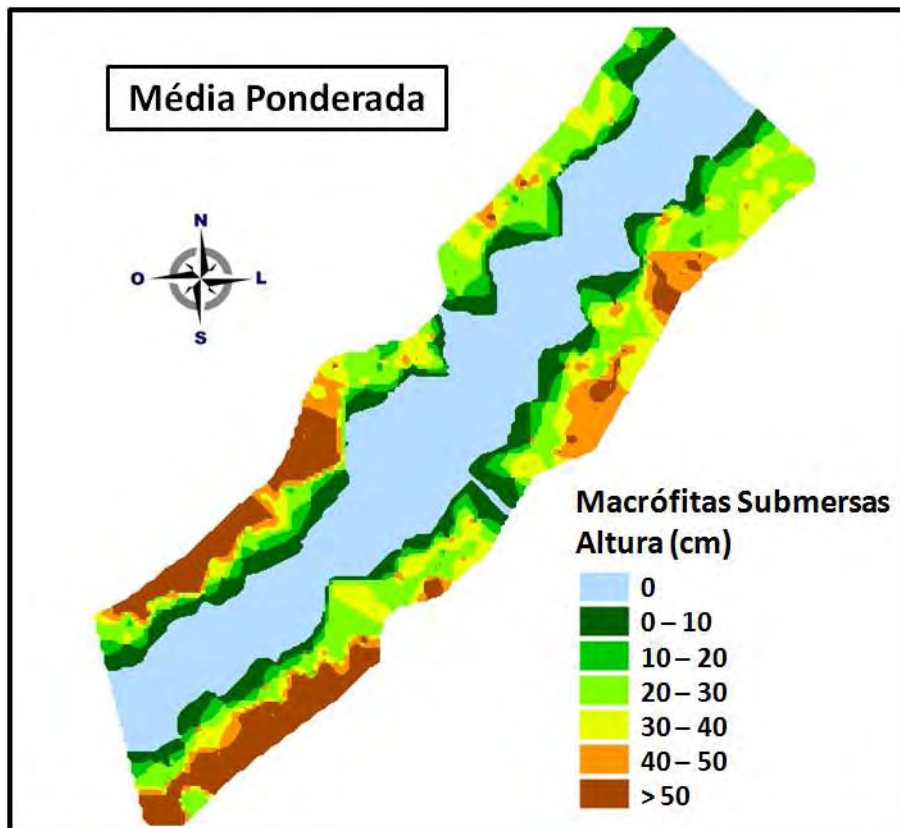


Figura 26 – Fatiamento da interpolação por Média Ponderada dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa

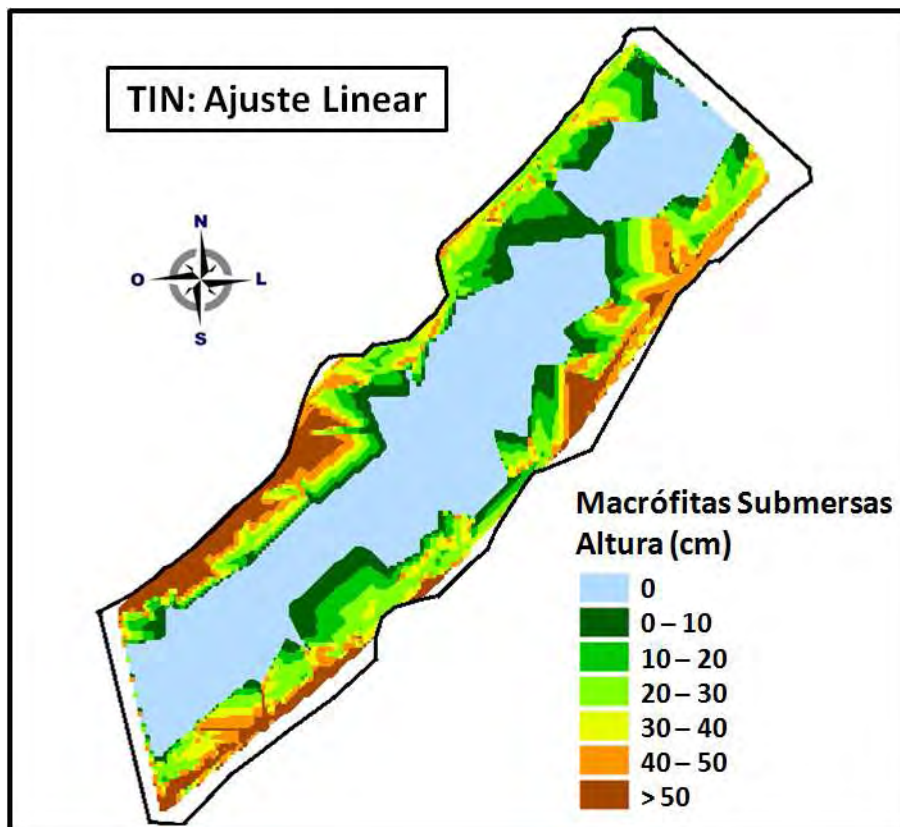


Figura 27 – Fatiamento da interpolação por triangulação dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa: Ajuste Linear

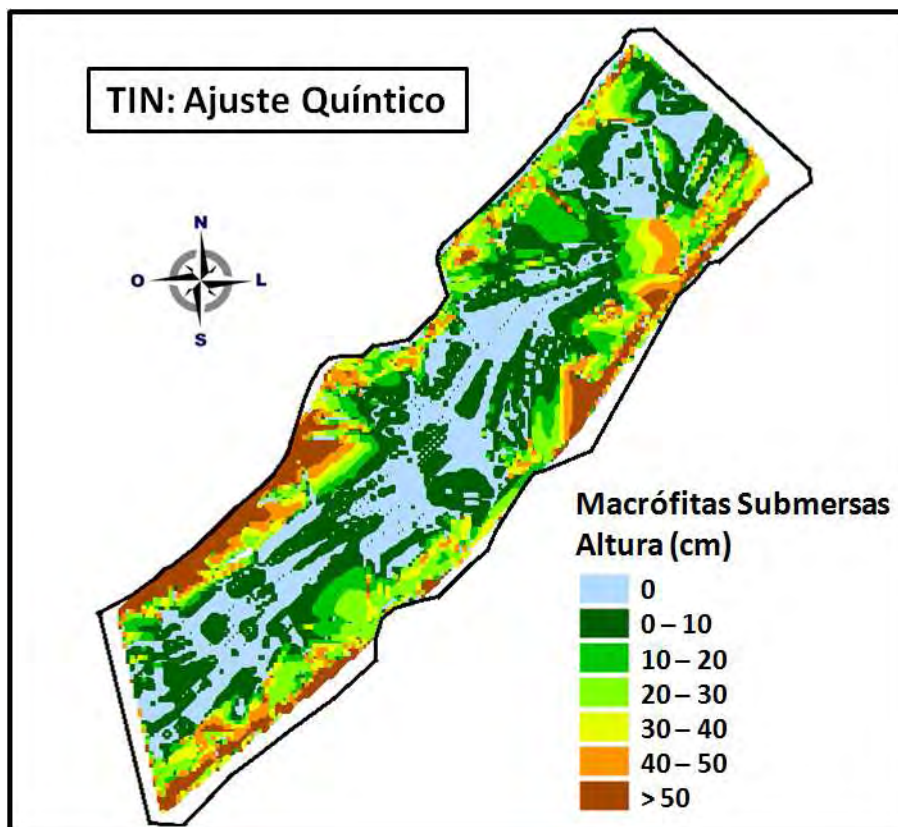


Figura 28 – Fatiamento da interpolação por triangulação dos elementos amostrais de altura da vegetação aquática submersa: Ajuste Quíntico

O interpolador por vizinho mais próximo mantém os valores de cotas das amostras na grade, sem gerar valores intermediários. Já o interpolador média simples geralmente é usado quando se requer maior rapidez na geração da grade para avaliar erros grosseiros na digitalização.

As interpolações por média simples e ponderada apresentaram mudanças mais suaves entre as classes. A interpolação pelo vizinho mais próximo apresentou transições mais abruptas, porém, visualmente, parece representar significativamente a vegetação submersa da região analisada.

As interpolações pelo ajuste linear e ajuste quíntico são obtidas por meio de triangulações entre os elementos amostrais. Uma análise visual dos fatiamentos dessas interpolações mostrou que o ajuste quíntico apresentou incoerências ao longo de todo talvegue do rio. Já a interpolação pelo ajuste linear, aparentemente, apresentou resultados mais coerentes.

Para que fosse possível avaliar os resultados foram retirados quatro transectos antes de ser realizada a interpolação nos dados de altura de macrófitas. As Figuras 29, 30, 31 e 32 apresentam esses transectos (A, B, C e D) não utilizados nas

interpolações (dados reais) juntamente com os perfis das interpolações nessa mesma região (dados interpolados). Com esses gráficos foi possível verificar a coerência dos interpoladores em relação aos elementos amostrais reais.

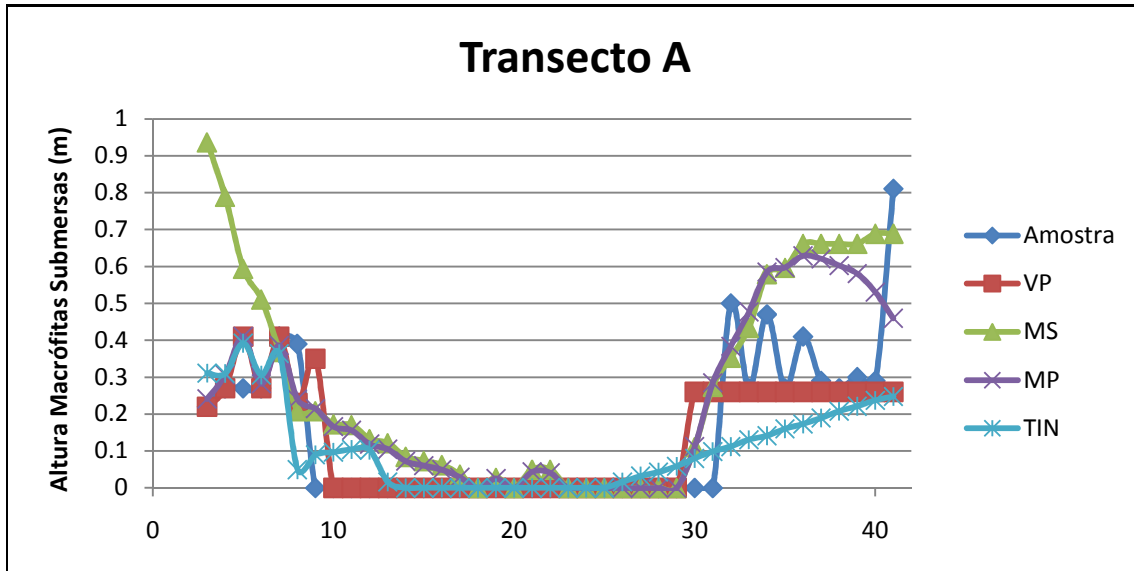


Figura 29 – Transecto A: Comparação entre valores dos interpoladores (VP – Vizinho mais próximo, MS – Média simples, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra)

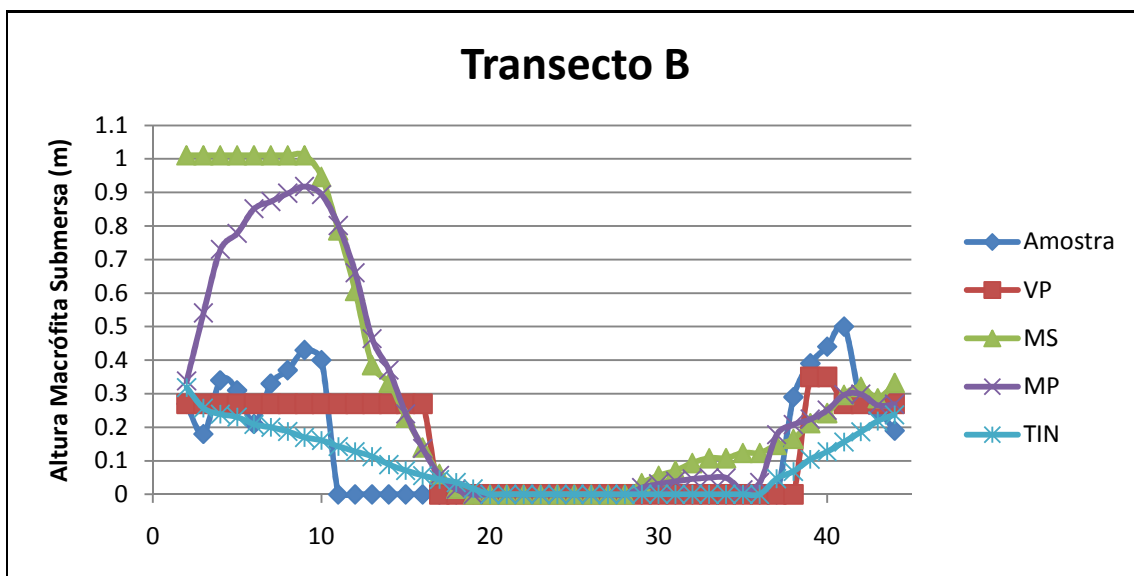


Figura 30 - Transecto B: Comparação entre valores dos interpoladores (VP – Vizinho mais próximo, MS – Média simples, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra)

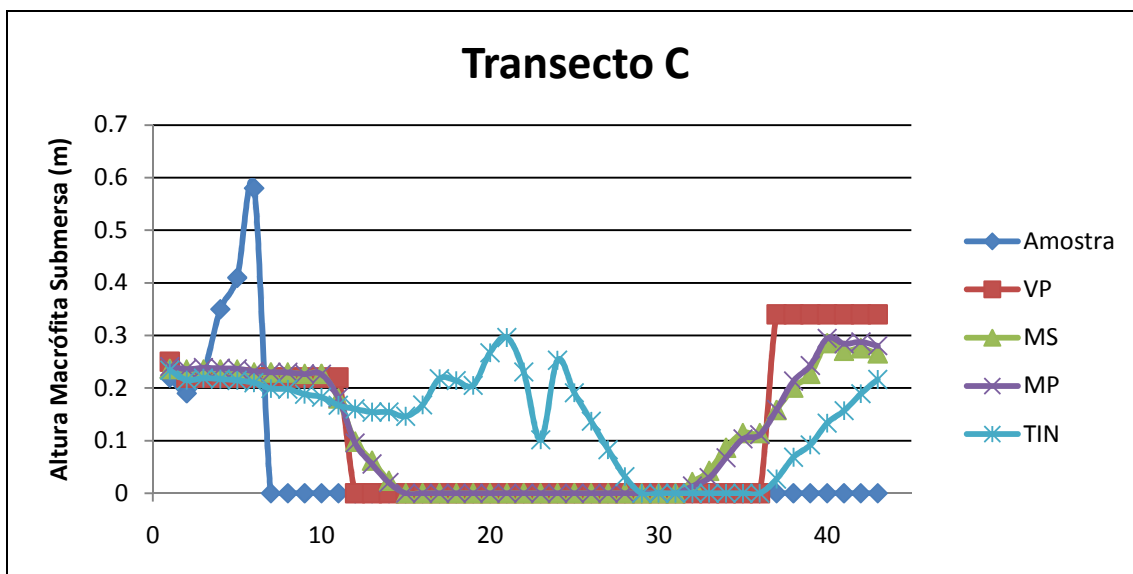


Figura 31 – Transecto C: Comparação entre valores dos interpoladores (VP – Vizinho mais próximo, MS – Média simples, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra)

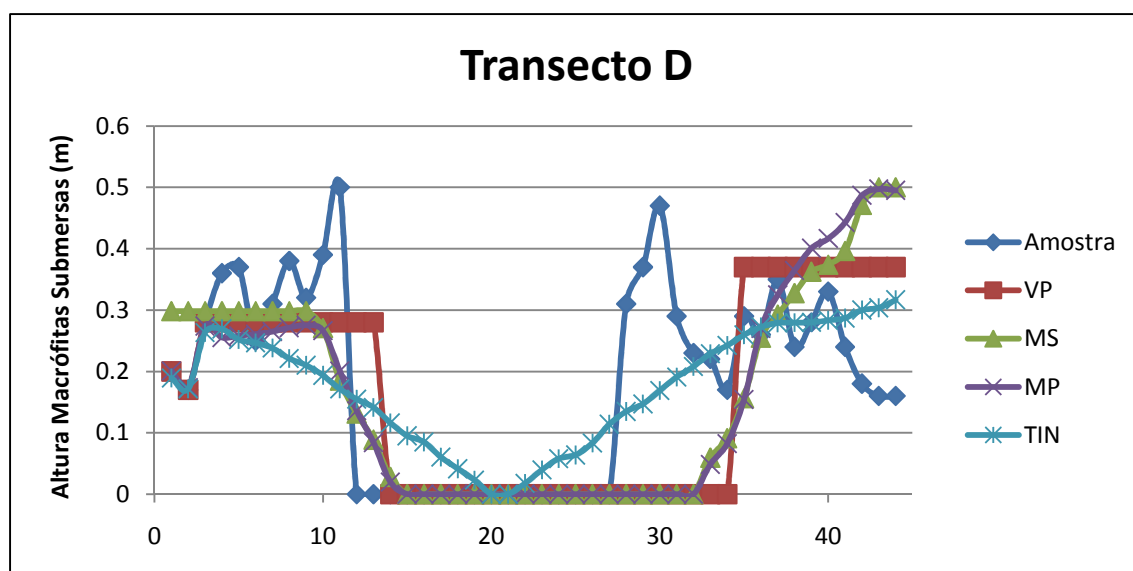


Figura 32 – Transecto D: Comparação entre valores dos interpoladores (VP – Vizinho mais próximo, MS – Média simples, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra)

Pôde-se observar que os interpoladores por média simples e média ponderada mostraram-se bastante similar, porém, o por média ponderada apresentou um comportamento ligeiramente mais similar com relação à amostra do que o por média simples. Ambos interpoladores apresentaram algumas inconsistências, facilmente observado no transecto B (Figura30).

A interpolação por vizinho mais próximo, apesar de apresentar variações abruptas, foi capaz de representar a tendência do comportamento da vegetação submersa interpolada.

A interpolação por triangulação com ajuste linear apresentou resultados satisfatórios em algumas regiões, porém, em outras apresentou resultados significativamente fora da realidade. Essa inconsistência pode ser facilmente observada na região do talvegue no transecto C (Figura 31).

Para se ter uma avaliação numérica e comparar os resultados mostrados anteriormente adotou-se o procedimento do Erro Quadrático Médio (Equação 9) de cada interpolação em relação à amostra (Tabela 3).

$$EQM = \left[ \frac{\sum(\text{Interpolação} - \text{Amostra})^2}{n} \right] \quad (9)$$

Tabela 3 – EQM dos interpoladores em relação à amostra

EQM	VP	MS	MP	TIN
Transecto A	0.019	0.054	0.026	0.023
Transecto B	0.015	0.137	0.085	0.015
Transecto C	0.029	0.020	0.021	0.026
Transecto D	0.025	0.027	0.028	0.013
<b>Total</b>	<b>0.089</b>	<b>0.238</b>	<b>0.159</b>	<b>0.077</b>

Com base no EQM total o que obteve o menor erro foi a interpolação linear por triangulação seguido pelo vizinho mais próximo. Já o que apresentou o pior desempenho foi o interpolador por média simples, seguido pelo média ponderada com um desempenho ligeiramente melhor.

O **transecto A** mostrou um menor erro utilizando a interpolação por vizinho mais próximo. O **transecto B** indicou que as interpolações pelo vizinho mais próximo e pelo ajuste linear (TIN) apresentaram melhores resultados. O **transecto C** foi o único em que as interpolações por média, simples e ponderada, apresentaram um menor erro. Já no **transecto D** observa-se que a interpolação de ajuste linear por triangulação apresentou resultado significativamente melhor que as outras interpolações.

Observando o perfil dos transectos (Figuras 29, 30, 31 e 32) e o EQM pode-se dizer que as interpolações por média simples e média ponderada apresentaram

resultados semelhantes e ligeiramente piores comparados com as outras interpolações. A interpolação pelo vizinho mais próximo, apesar de mostrar variações abruptas ao longo dos perfis, apresentou resultados que representaram a tendência geral da variável estudada. Finalmente, a interpolação pelo ajuste linear por triangulação foi a que apresentou menores erros no EQM, porém, algumas regiões apresentaram incoerências na interpolação, facilmente observada no transecto C.

#### 4.2.3.2. Profundidade do corpo de água

Os mapas temáticos produzidos pelas interpolações dos elementos amostrais da variável profundidade do corpo d'água são mostrados nas Figuras de 33 a 37. Considerando as características das medidas foi definido um fatiamento de 1 em 1 metro até os 7 metros, uma classe de 7 a 10 metro e uma final que englobasse toda profundidade maior que 10 metros, totalizando 9 classes temáticas.

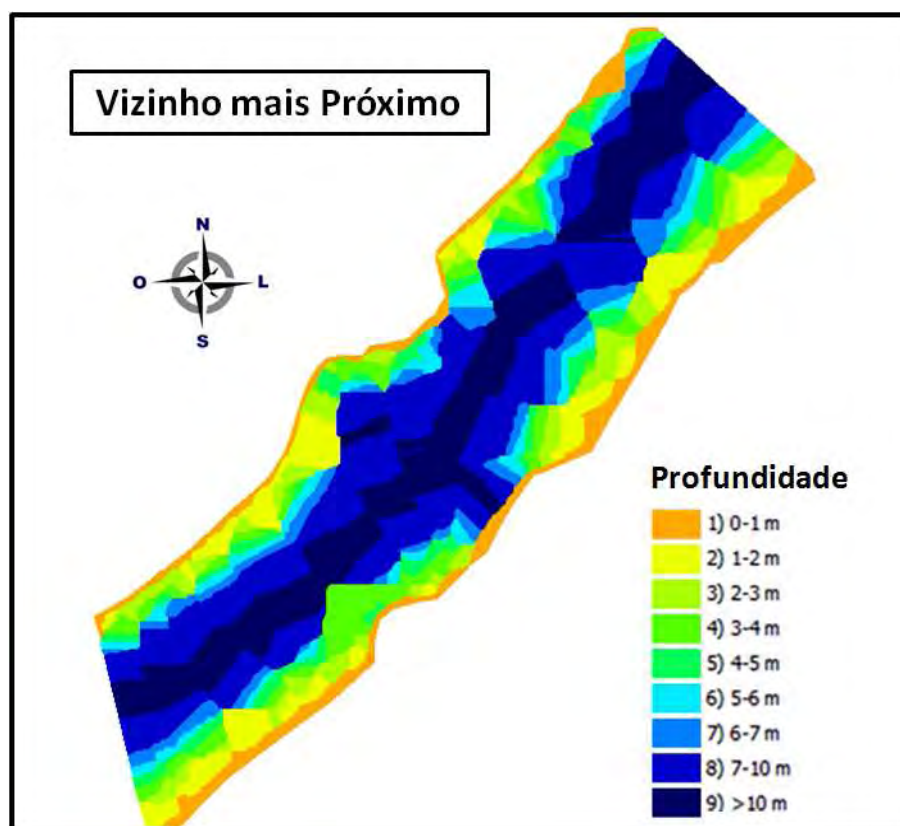


Figura 33 – Fatiamento da interpolação por Vizinho mais Próximo dos elementos amostrais de profundidade do corpo d'água.

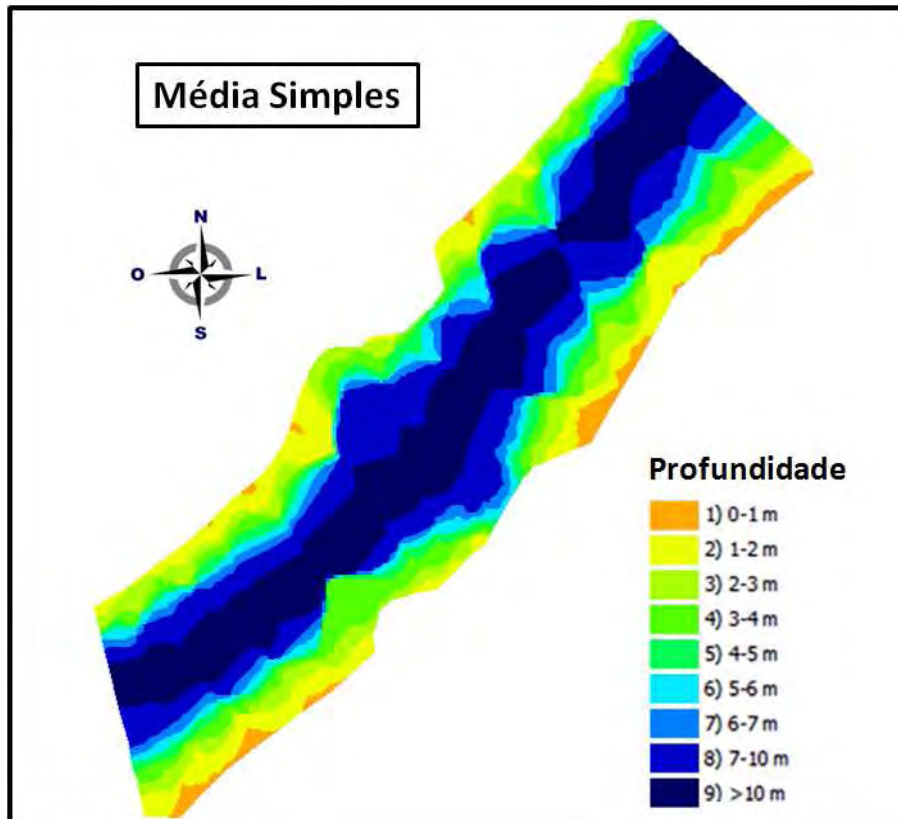


Figura 34 – Fatiamento da interpolação por Média Simples dos elementos amostrais de profundidade do corpo d'água

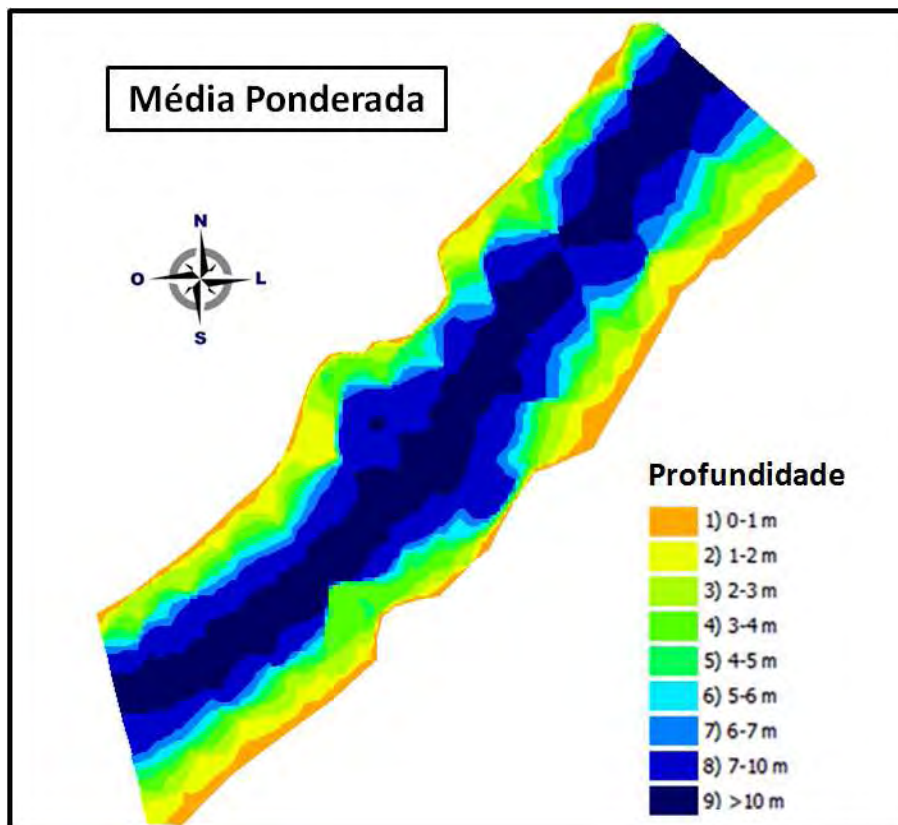


Figura 35 – Fatiamento da interpolação por Média Ponderada dos elementos amostrais de profundidade do corpo d'água.



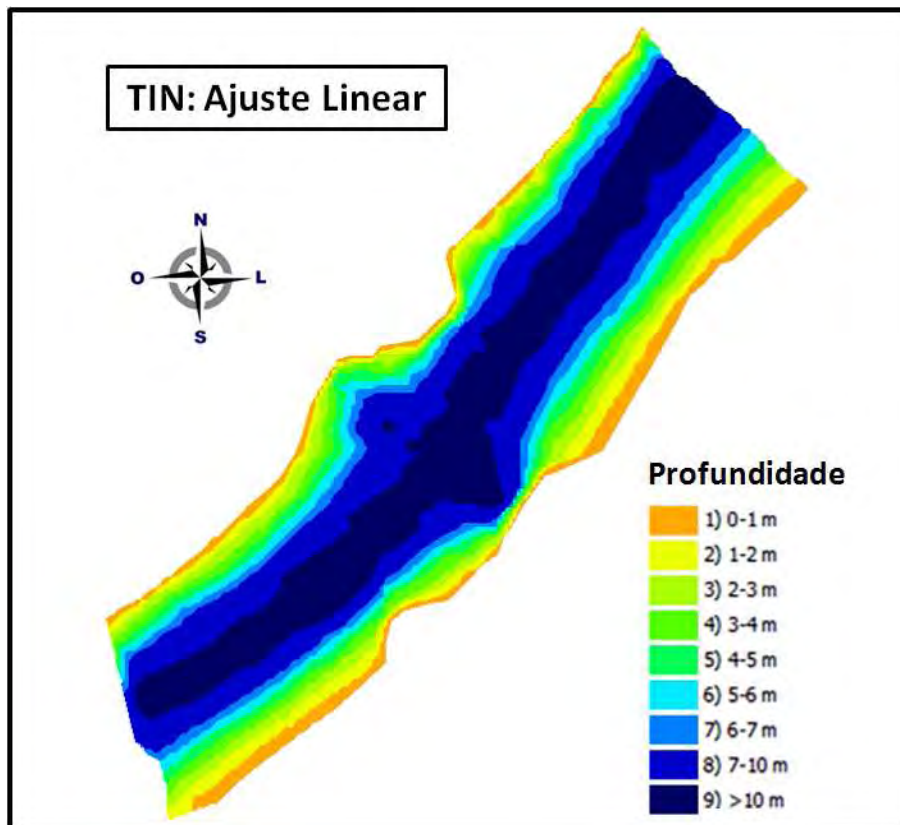


Figura 36 – Fatiamento da interpolação por triangulação dos elementos amostrais de profundidade do corpo d'água: Ajuste Linear

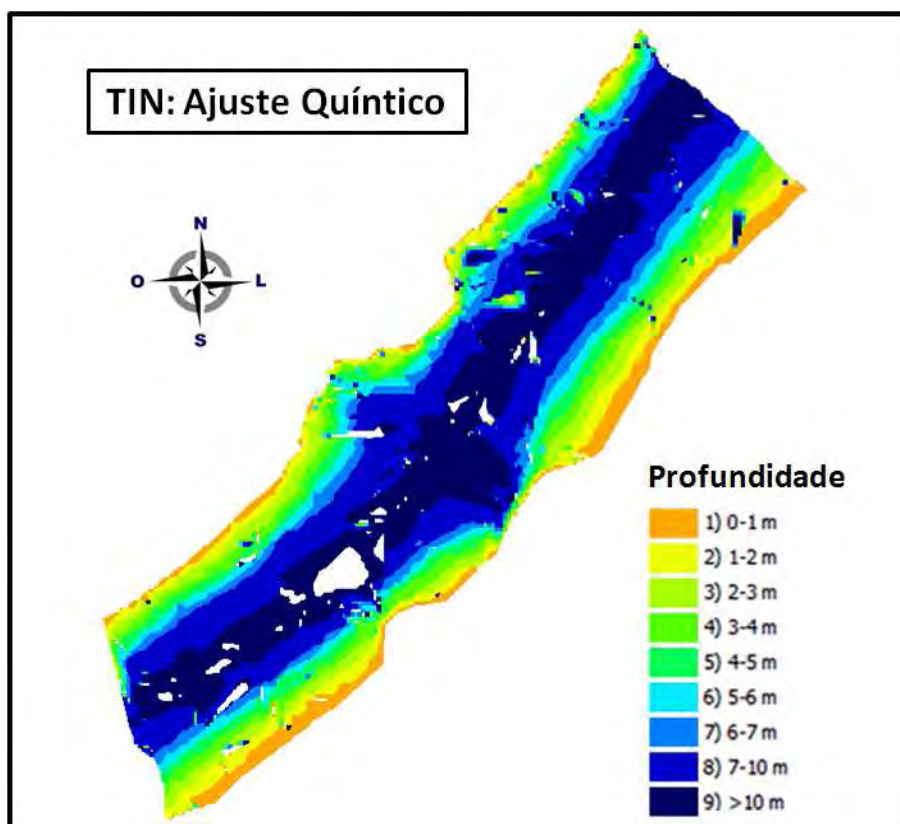


Figura 37 – Fatiamento da interpolação por triangulação dos elementos amostrais de profundidade do corpo d'água: Ajuste Quíntico

Considerando os fatiamentos das interpolações dos elementos amostrais de profundidade do rio, por meio de uma análise visual, foi possível observar a formação de dois agrupamentos principais, formados por interpolações similares. O primeiro agrupamento é formado pelas interpolações por: vizinho mais próximo, média simples e média ponderada. O segundo agrupamento é formado pelas interpolações por triangulação: Linear e Quíntico.

Foi selecionada uma interpolação (Visualmente mais coerente com a superfície batimétrica da região estudada, ou seja, com transições suaves) de cada agrupamento citado anteriormente para tornar possível a avaliação dos interpoladores. Assim, selecionaram-se as interpolações por Média Ponderada e por triangulação (Linear).

As Figuras 38, 39, 40 e 41 apresentam transectos (A, B, C e D) não utilizados nas interpolações (dados reais) juntamente com os perfis das interpolações nessa mesma região (dados interpolados). Com esses gráficos foi possível verificar a coerência dos interpoladores em relação aos elementos amostrais reais.

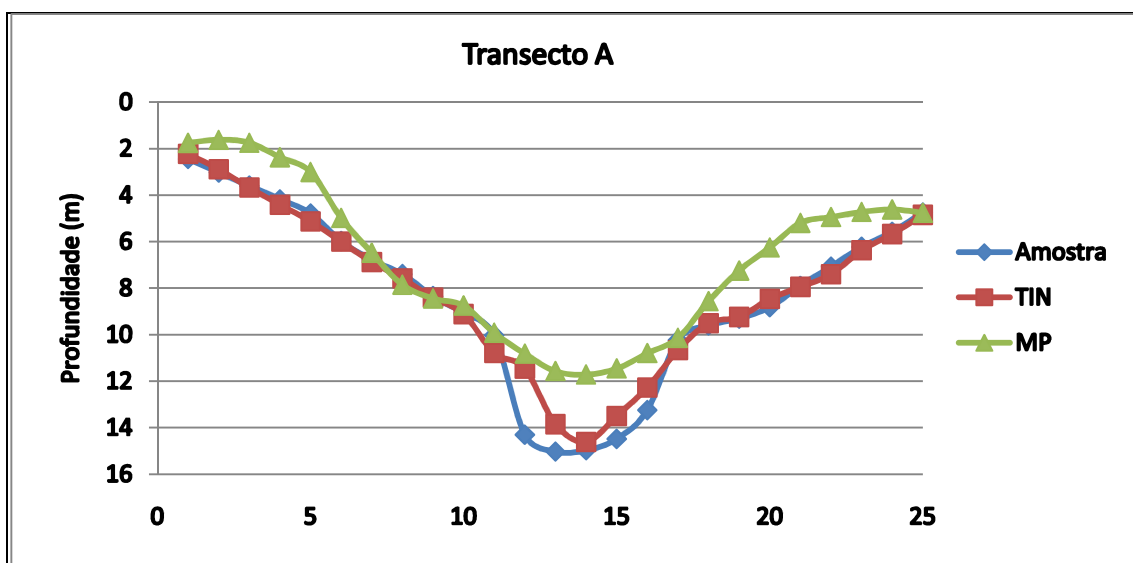


Figura 38 – Transecto A: Comparação entre valores dos interpoladores (Triangulação - TIN e Média Ponderada - MP) e dos elementos amostrais

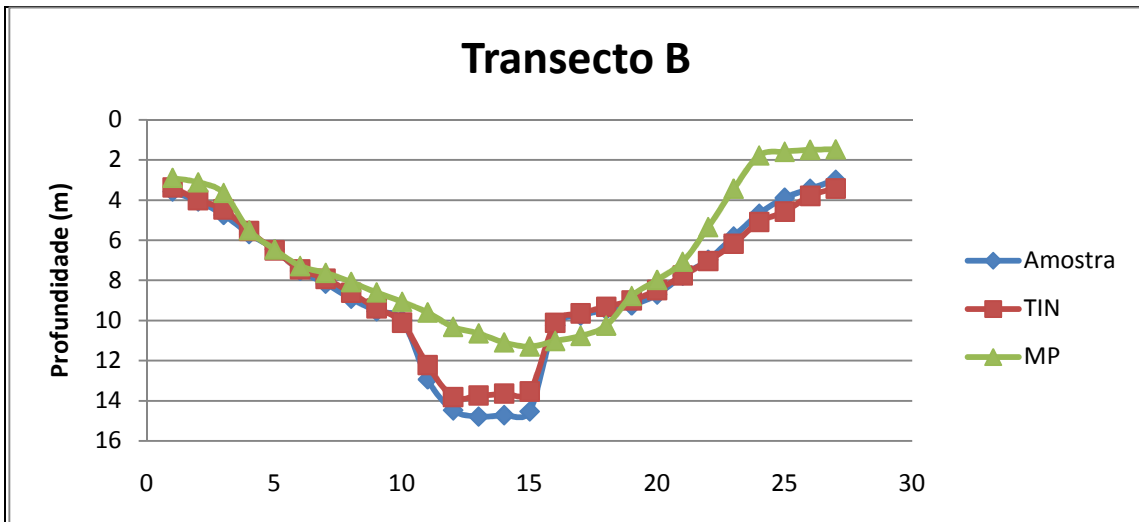


Figura 39 – Transecto B: Comparação entre valores dos interpoladores (Triangulação - TIN e Média Ponderada - MP) e dos elementos amostrais

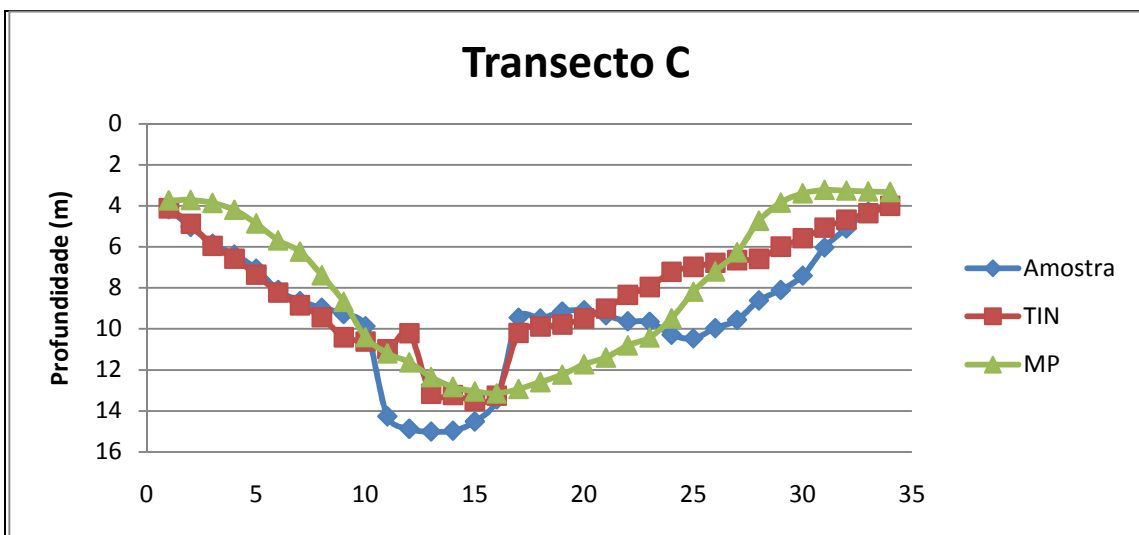


Figura 40 – Transecto C: Comparação entre valores dos interpoladores (Triangulação - TIN e Média Ponderada - MP) e dos elementos amostrais

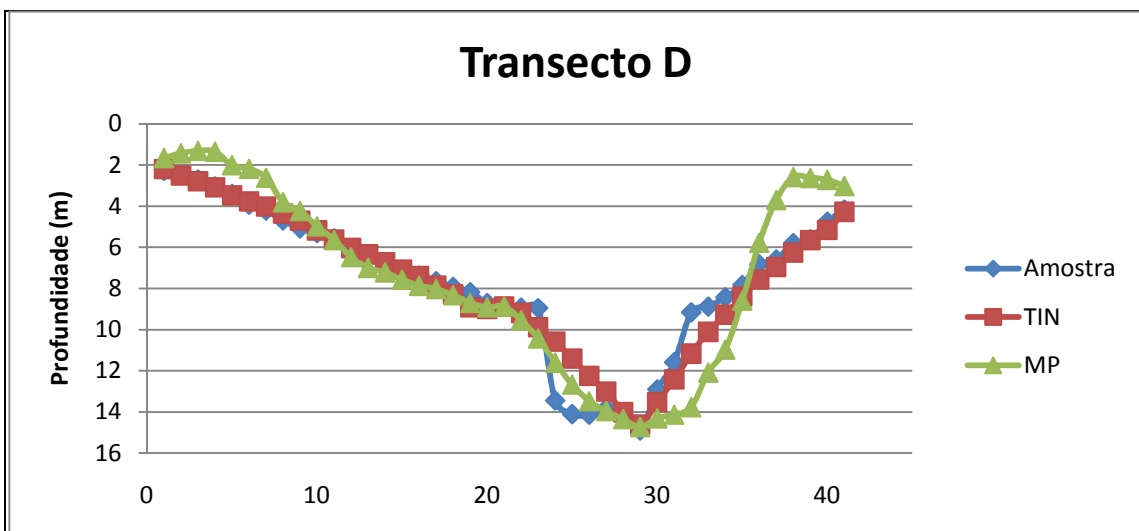


Figura 41 – Transecto D: Comparação entre valores dos interpoladores (Triangulação - TIN e Média Ponderada - MP) e dos elementos amostrais

Pôde-se observar que a interpolação por triangulação apresentou resultados satisfatórios para representar a profundidade do corpo de água. Para se ter uma avaliação numérica e comparar os resultados adotou-se o procedimento da equação 9 (Tabela 4).

Tabela 4 – EQM dos interpoladores em relação à amostra

<b>EQM</b>	<b>TIN</b>	<b>MP</b>
Transecto 1	0.516677	3.630558
Transecto 2	0.214553	3.930588
Transecto 3	2.979652	5.729732
Transecto 4	0.751773	2.610274
<b>Total</b>	<b>4.462655</b>	<b>15.90115</b>

Os valores do EQM confirmaram que a interpolação linear por triangulação obteve o melhor resultado e foi capaz de representar com relativa fidelidade o relevo submerso da área de estudo.

#### 4.2.4. Conclusão

Ante o exposto, pode-se concluir que o interpolador linear utilizando a triangulação (TIN) foi suficiente para representar de maneira adequado o relevo submerso da área de estudo. Por meio de elementos amostrais não utilizados na interpolação foi possível constatar essa afirmação.

Com relação à altura das macrófitas, os interpoladores convencionais não se mostraram suficientemente adequados para mapear essa variável. Assim, com base na forte autocorrelação espacial da variável altura das macrófitas submersas, mostrada na seção 4.1, sugere-se a utilização da geoestatística para realizar a inferência espacial da variável em questão (Vide seção 4.4).

### **4.3. SENSORIAMENTO REMOTO PARA DETECÇÃO DE MACRÓFITAS SUBMERSAS**

A utilização de sensoriamento remoto para auxiliar a inferência espacial de macrófitas aquáticas submersas é uma alternativa que pode contribuir para diminuir o esforço realizado em levantamentos de campo. Assim, foi realizada uma análise do potencial da imagem de alta resolução espacial – QuickBird na detecção de macrófitas submersas nas condições específicas da área de estudo

#### **4.3.1. Introdução**

Imagens de satélite constituem fontes de informação no processo de mapear e monitorar a dispersão de plantas aquáticas em reservatórios de hidrelétricas, cuja ocorrência é um problema de importância crescente no Brasil (LIMA, 2006).

Yuan e Zhang (2008) em seus estudos investigaram o potencial da utilização de sensoriamento remoto para o mapeamento e monitoramento da vegetação aquática submersa em um lago de Xangai, China. Os autores observaram uma boa correlação entre a cobertura da vegetação aquática submersa e as suas características espectrais de campo.

Compreender a relação entre a vegetação aquática submersa e as suas características espectrais é essencial na interpretação de imagens de sensoriamento remoto. No entanto, uma análise comparativa entre as características espectrais obtidas em campo juntamente com as imagens de sensoriamento remoto tem ainda de ser plenamente explorado (YUAN e ZHANG, 2008).

Lima et al. (2005) aplicou o modelo de cores IHS para detectar plantas aquáticas imersas. A abordagem adotada expôs bons resultados com o uso das imagens multispectrais, nos comprimentos de onda do espectro visível, para a detecção de plantas aquáticas imersas.

Assim, a utilização de sensoriamento remoto para auxiliar a inferência espacial de macrófitas aquáticas submersas é uma alternativa que pode contribuir para diminuir o esforço realizado em levantamentos de campo.

Devido ao fato de que a água absorver grande parte da radiação adotou-se a hipótese de que imagens multiespectrais de alta resolução espacial seriam capazes de detectar macrófitas submersas até uma determinada profundidade.

#### 4.3.2. Procedimento Metodológico

Primeiramente foram coletados dados de qualidade da água (Variáveis Limnológicas) para caracterizar o ambiente que elas estão se desenvolvendo. Essas medidas são necessárias para avaliar a homogeneidade espacial dos componentes que podem exercer influência na resposta espectral da imagem.

Para analisar o potencial das imagens do sensor multiespectral do satélite QuickBird na detecção de macrófitas aquáticas submersas na região estudada foram utilizados técnicas de classificação e de análises multivariada.

A imagem QuickBird foi importada no SPRING e recortada de modo que ficasse apenas o corpo d'água nos Planos de Informação. Foram utilizadas as quatro bandas multiespectrais do sensor, sendo três no visível (Azul, Verde e Vermelho) e uma no infravermelho próximo. Para classificar a imagem foram utilizados classificadores: pixel a pixel e por regiões.

Na classificação baseada em regiões os pixels são agregados em regiões com base num critério de distância espectral. O algoritmo utilizado foi o crescimento de regiões e o classificador supervisionado baseado na distância de *Batacharrya*. Os parâmetros para a segmentação utilizados foram: Similaridade = 5 e Número máximo de pixels = 10.

Na classificação pixel a pixel utilizou-se a classificação não supervisionada por K-Médias. Após alguns testes, os parâmetros escolhidos para essa classificação foi: Número de Temas = 10 e Número de Iterações = 100.

Foram utilizadas as informações obtidas com o ecobatímetro (localização de macrófitas submersa) e o resultado da classificação para delimitar a área de estudo em três regiões distintas (Tabela 5).

Tabela 5 – Descrição das classes A, B e C.

Classes	Descrição
A	Com Macrófitas Submersas e Detectado na Classificação
B	Com Macrófitas Submersas e Não Detectado na Classificação
C	Sem Macrófitas Submersas e Não Detectado na Classificação

Para se obter uma melhor análise do potencial da imagem QuickBird na detecção de macrófitas submersas empregou-se técnicas de análise multivariada. Para isso foram criadas células de 15 por 15 metros (Figura 42) no aplicativo TerraView. A resolução da grade foi selecionada por meio de análises empíricas. Com o *plugin* “preenchimento de células” foi possível inserir os valores correspondentes das respostas espectrais das quatro bandas QuickBird, assim como da classe pertencente (A, B ou C). Com isso foi possível realizar análises de componentes principais e de agrupamentos no aplicativo de estatística MINITAB.



Figura 42 – Células (15 x 15 metros) contendo as informações da resposta espectral (QuickBird), profundidade e altura das macrófitas

Finalmente analisou-se a relação entre a profundidade do corpo de água e a altura das macrófitas submersas em função das classes descritas na tabela 5.

#### 4.3.3. Resultados e Discussão

A tabela 6 mostra as médias e os desvios padrão das variáveis limnológicas analisadas. Os resultados mostraram que o ambiente estudado pode ser considerado homogêneo, ou seja, na região estudada não houve variação suficiente para que essas variáveis exercessem influência sobre a variação da resposta espectral.

Tabela 6 – Variáveis limnológicas do rio Uberaba

	Média	Desv. Padrão
<b>Temperatura (°C)</b>	26.16	1.12
<b>Secchi (m)</b>	1.90	0.67
<b>Turbidez (NTU)</b>	15.14	2.81
<b>Condutividade (µS/cm)</b>	42.29	8.27
<b>OD (mg/l)</b>	7.25	0.94
<b>pH</b>	6.77	0.09

A detecção de macrófitas submersas por meio de classificação pixel a pixel e por regiões foi bastante similar. A Figura 43 mostra o resultado da classificação supervisionada por regiões utilizando o classificador de Bhattacharya em (a) e classificação não supervisionada pixel a pixel com o classificador K-Médias em (b).

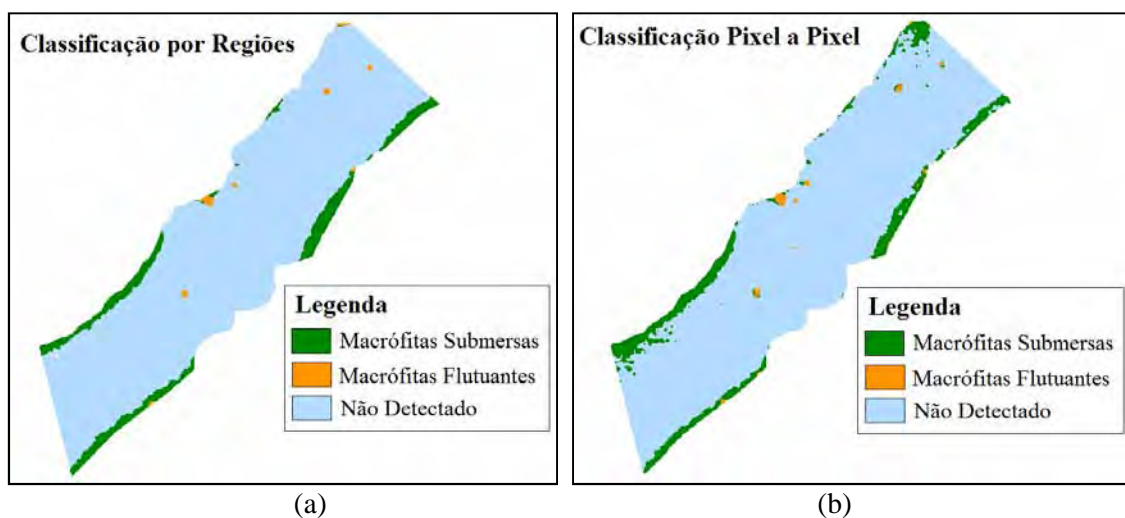


Figura 43 – Classificação por regiões (a) e pixel a pixel (b) da imagem QuickBird utilizando as três bandas do visível e a banda do infravermelho próximo.



Com a aplicação de técnicas de classificação em imagem de alta resolução espacial na área estudada observou-se que esse método conseguiu detectar apenas uma pequena porção de macrófitas submersas situadas nas margens do rio.

Utilizou-se a imagem classificada (Figura 43 - a) juntamente com as informações de localização das macrófitas submersas obtidas com ecobatímetro e dividiu-se a região em três classes (Figura 44).

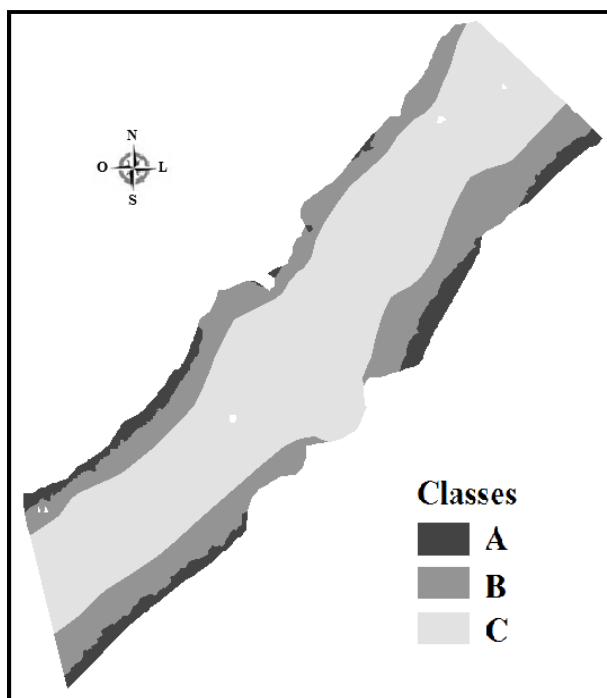


Figura 44 – Distribuição espacial das classes A, B e C

Notou-se que na maioria da área não há vegetação submersa (Classe C). Já nas regiões com macrófitas submersas, a maior parte não foi detectada na classificação da imagem (Classe B). Das regiões com vegetação submersa 21,2% foi detectado por meio de classificação de imagens (Classe A).

A primeira técnica de análise multivariada utilizada para se obter uma melhor caracterização espectral da imagem QuickBird foi a de componentes principais. Para que cada classe contivesse o mesmo número de células, foi feita uma amostragem aleatória.

A primeira componente principal explicou 55% das informações contidas nas quatro bandas da imagem, já a segunda componente explicou 40%, totalizando com

as duas primeiras componentes principais uma explicação de 95%. A relação entre essas componentes na tentativa de discriminar as classes é mostrada na Figura 45.

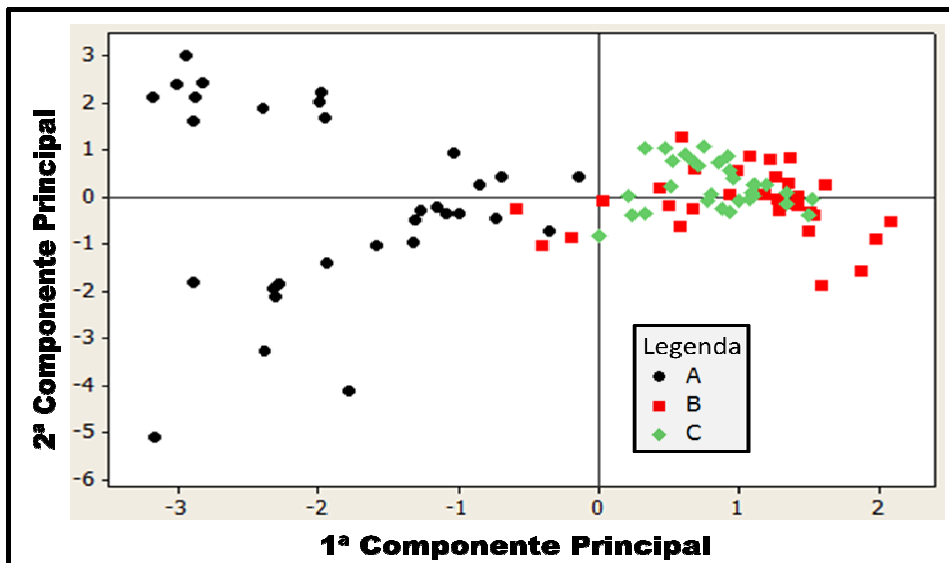


Figura 45 – Relação entre as primeiras componentes principais geradas com as três bandas do visível mais banda do infravermelho próximo da imagem QuickBird.

Observa-se claramente que as classes B e C não se diferenciam, ou seja, há uma grande similaridade entre essas classes. Já a classe A é bem discriminada com relação às outras classes.

O método de aglomeração utilizado foi o de ligação média. A Figura 46 mostra o dendrograma no qual são indicadas as fases do processo de agrupamento desde a separação total dos objetos até a inclusão num único grupo.

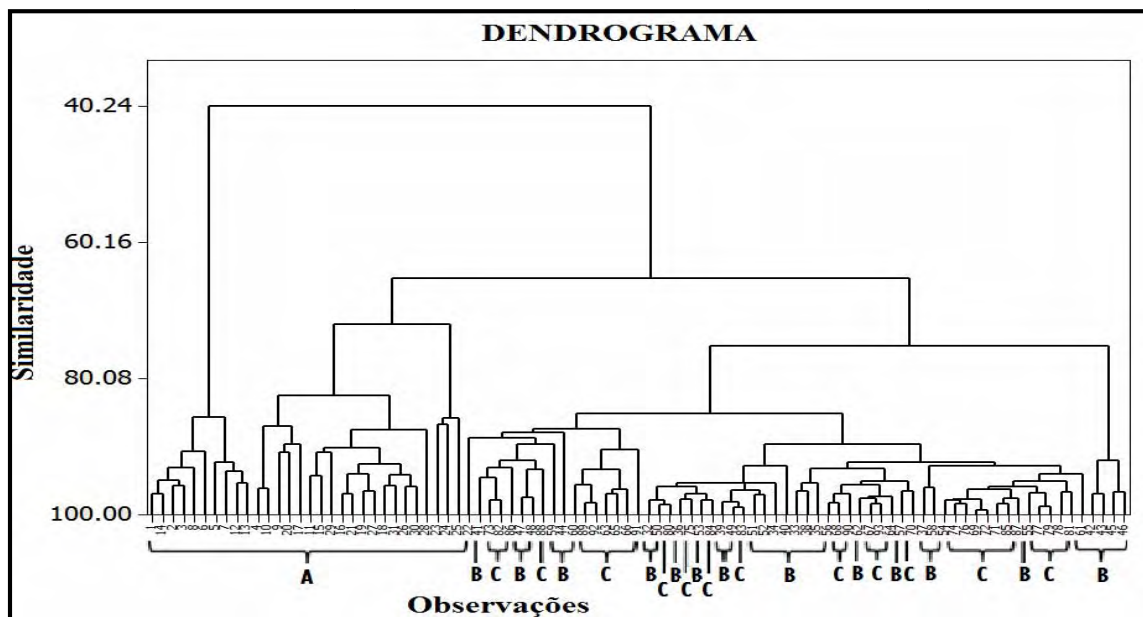


Figura 46 – Dendrograma utilizando o método de ligação média e a distância euclidiana

Novamente nessa análise a classe A se distingue das demais classes. Considerando uma similaridade de 70%, a classe A se divide em dois *clusters*, enquanto que as classes B e C permanecem no mesmo agrupamento, ou seja, há uma forte similaridade entre essas duas últimas classes. Essa mesma análise pode ser realizada ao se fazer o agrupamento por K-Médias. A tabela 7 mostra o resultado desse agrupamento.

Tabela 7 – Agrupamento por K-Médias em cinco Clusters

<b>Cluster (K-Médias)</b>	<b>Nº Observações (Porcentagem)</b>	<b>Classe</b>
1	3 (10%)	A
2	3 (10%)	A
3	4 (13%)	A
4	31 (100%)	B
	31 (100%)	C
5	21 (68%)	A

As classes B e C permaneceram no mesmo agrupamento, enquanto que houve uma pequena diferenciação entre os elementos da classe A.

Para analisar a influência da profundidade da coluna da água na resposta espectral e, conseqüentemente, detecção de macrófitas submersas foi feita a diferença entre a profundidade e a altura da vegetação aquática submersa (Equação 10). Dessa forma tem-se a distância entre a superfície da lâmina da água e o dossel das macrófitas. Em regiões onde não se encontram plantas, a distância é a própria profundidade.

$$D = P - A \quad (10)$$

Onde,

D: Distância entre a superfície da lâmina da água e o dossel da vegetação submersa;

P: Profundidade do corpo de água;

A: Altura das macrófitas submersas.

Tabela 8 – Distâncias entre a superfície da lâmina da água e o dossel da vegetação

<b>D</b>	<b>Grupos</b>		
	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>
<b>Média (m)</b>	1.6	3.0	11.1
<b>Desvio Padrão</b>	0.5	1.17	2.2
<b>Valor Mínimo (m)</b>	0.7	1.1	6.7
<b>Valor Máximo (m)</b>	2.9	8.4	14.4

Esses dados são representados por meio do gráfico de Boxplot para avaliar e comparar as distribuições de amostragens (Figura 47).

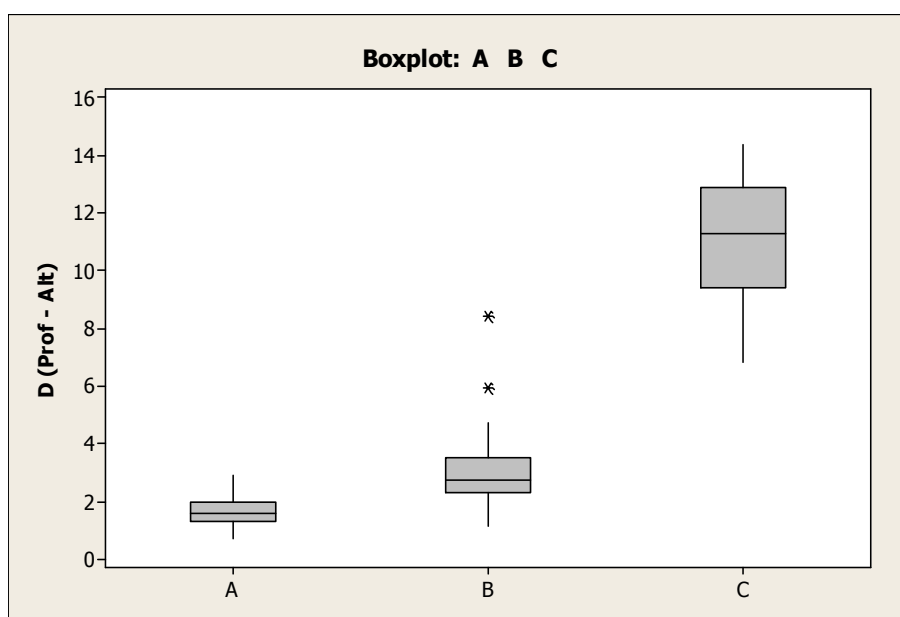


Figura 47 – Boxplot das distâncias entre a superfície e o dossel da vegetação (**D**) com relação às classes **A**, **B** e **C**

Observou-se que com os dados da relação entre profundidade e altura das plantas podem se distinguir as regiões onde não há plantas (Classe C) daquelas onde ocorrem plantas (Classes A e B). Apesar de a classe A, no geral, apresentar valores menores, observou-se uma sobreposição entre as classes A e B. Assim, pode-se dizer que há diferentes regiões com o mesmo valor de D onde ocorrem divergências na classificação da imagem.

#### 4.3.4. Conclusão

A classificação da imagem QuickBird permitiu detectar uma parcela da região infestada por macrófitas submersas, aproximadamente 21%. Assim, pode-se concluir que a hipótese inicial, de que as imagens multiespectrais de alta resolução espacial utilizadas na área de estudo seriam capazes de detectar macrófitas submersas até uma determinada altura da coluna de água (D), foi alcançada. Porém, observou-se que há uma região de sobreposição entre as classes A e B, o que indica que há regiões com a mesma altura da coluna de água com respostas espectrais diferentes.

Além disso, a análise estatística multivariada mostrou não ser eficiente para diferenciar as regiões, não classificadas, com presença de vegetação aquática submersa das sem essa vegetação.

Ante o exposto, recomenda-se que outras abordagens sejam adotadas para analisar a relação existente entre a resposta espectral de imagens de alta resolução espacial e a altura da coluna de água com o intuito de detectar macrófitas submersas.

#### **4.4. GEOESTATÍSTICA NA INFERÊNCIA ESPACIAL DE MACRÓFITAS SUBMERSAS**

A forte correlação espacial encontrada (Seção 4.1) indicou que a geoestatística pode constituir de uma abordagem adequada na inferência espacial de macrófitas submersas. Assim, foram utilizados elementos amostrais da altura das macrófitas submersas obtidos com o ecobatímetro para realizar a krigagem. Para analisar a inferência espacial por geoestatística foi feita uma comparação com os resultados obtidos com interpoladores convencionais (Seção 4.2).

##### **4.4.1. Introdução**

A utilização de imagens de alta resolução espacial na detecção de macrófitas submersas foi capaz de detectar apenas uma parcela da região infestada (Seção 4.3). Além disso, a forte correlação espacial observada (Seção 4.1) indicou que a modelagem dessa dependência espacial com técnicas de geoestatística pode constituir uma abordagem de inferência adequada. Portanto, é oportuna a avaliação do desempenho da interpolação por krigagem.

Segundo Webster e Oliver (2007), a geoestatística permite a estimativa de valores em locais não amostrados, de modo que não haja tendência e com um erro mínimo. Assim, pode-se lidar com propriedades que variam de modo não sistemático e em diferentes escalas.

Nesse sentido, tem-se como objetivo avaliar a aplicação de técnica de geoestatística (interpolação por krigagem) para realizar inferência da altura de macrófitas imersas da área de estudo.

#### 4.4.2. Procedimento Metodológico

Admitindo a utilização de geostatística, a variável estudada deve ser considerada estacionária na área de estudo. Para garantir a estacionariedade a área foi dividida em 3 regiões: E1 e E2 na margem esquerda e D na margem direita. Além disso, foram analisados cinco perfis em cada região, totalizando quinze curvas da relação entre altura das macrófitas submersas e profundidade do corpo de água (Figura 48).

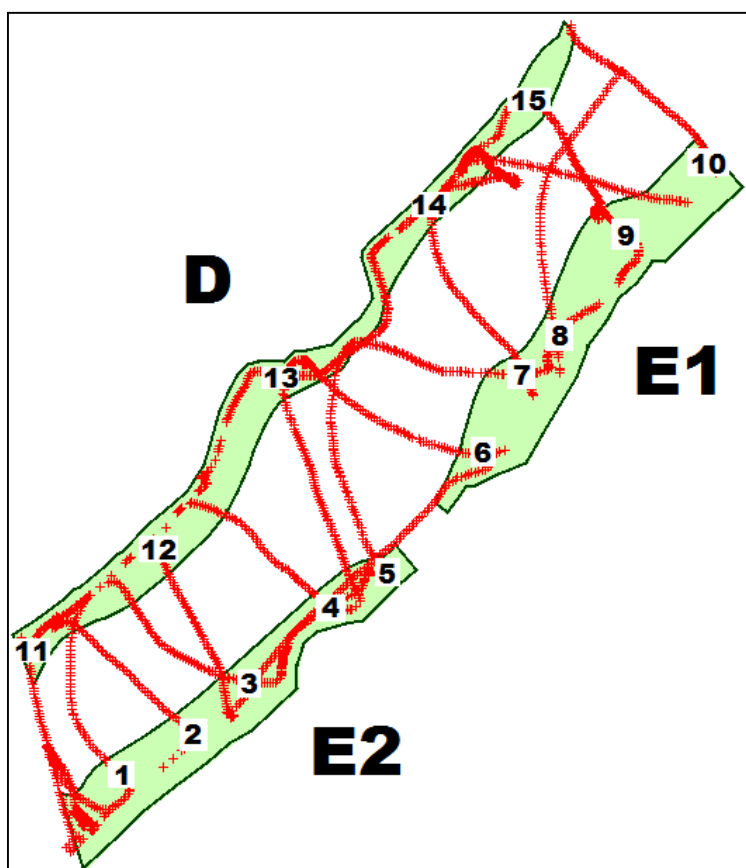


Figura 48 – Divisão da área de estudo em três regiões estacionárias (D, E1 e E2) e a localização dos perfis 15 perfis analisados

A figura 49 mostra o fluxograma do procedimento adotado.

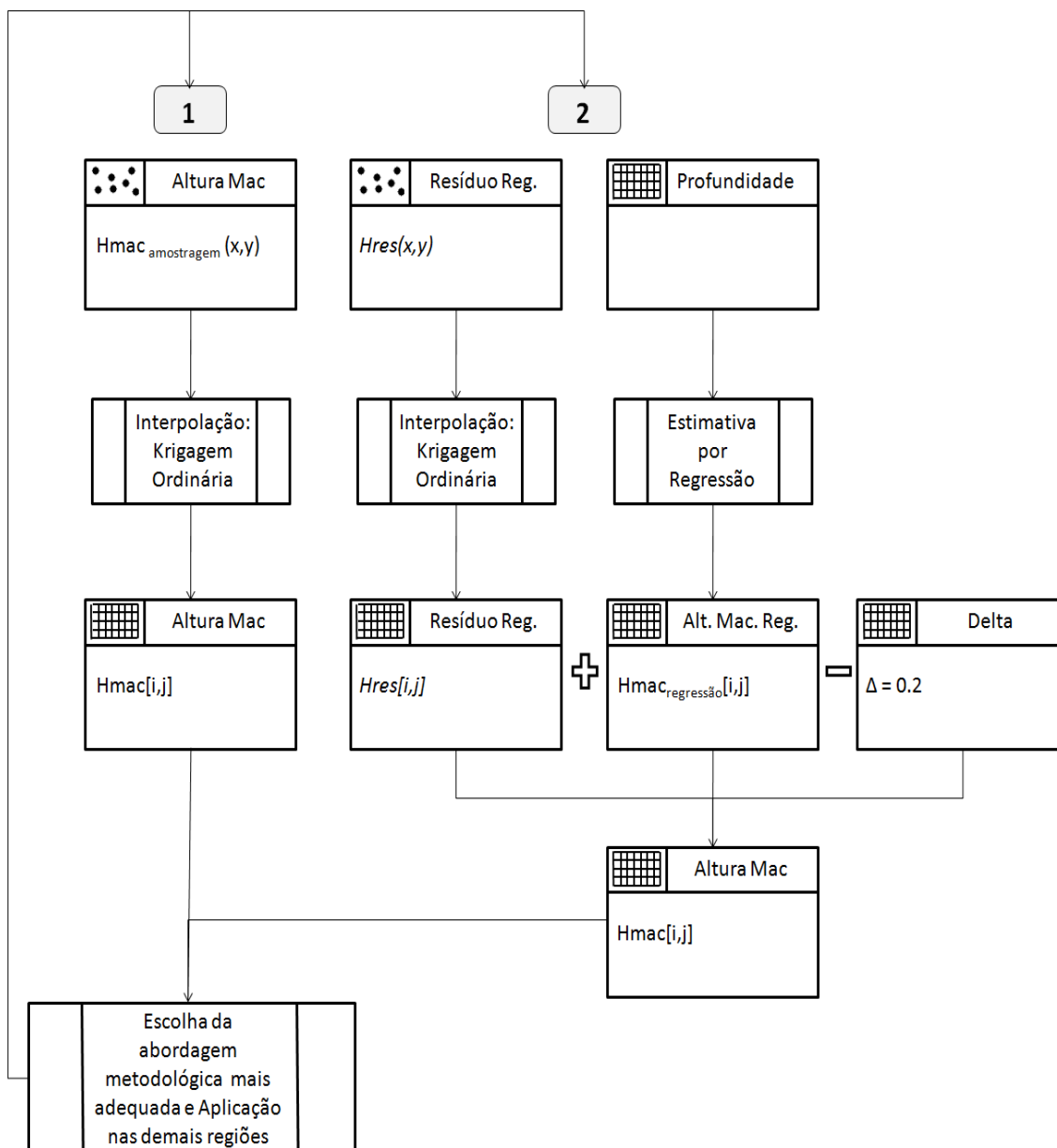


Figura 49 – Fluxograma do procedimento da interpolação por krigagem

Com auxílio dos perfis e da relação entre profundidade e altura das macrófitas dos elementos amostrais que contém vegetação submersa foi ajustada uma função, por meio de análise de regressão, com o objetivo de minimizar os efeitos da tendência na interpolação por geoestatística. Depois disso, foi realizada uma análise de variância para avaliar a função.

Aplicando a função de regressão obtém-se altura da macrófita com seus respectivos resíduos. O valor de altura das macrófitas obtido por regressão somado com seu resíduo resulta no valor de altura das macrófitas real (amostragem) (Vide Tabela 9 e Equação 11).



Tabela 9 – Exemplo dos dados na análise de regressão

<b>Coord. (E)</b>	<b>Coord. (N)</b>	<b>Altura Mac. (Amostragem)</b>	<b>Profundidade (Amostragem)</b>	<b>Altura Mac. (regressão)</b>	<b>Resíduos (Regressão)</b>
758328	7784227	0.20	1.86	0.201872	-0.001884
757796	7783998	0.50	4.65	0.340731	0.159246
758133	7784019	0.41	3.82	0.299421	0.110558
758063	7784268	0.21	1.96	0.206849	0.003138
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮

Selecionou-se a região E1 para aplicar dois procedimentos de inferência espacial da altura da vegetação aquática submersa.

A primeira abordagem metodológica consistiu em utilizar os valores dos elementos amostrais de altura das macrófitas para realizar a krigagem.

A segunda abordagem consistiu em utilizar os resíduos gerados pelo modelo de regressão para fazer a krigagem e com isso minimizar os efeitos da tendência. Além disso, foi somado aos resíduos um valor  $\Delta$  (delta) constante de 0.2 para que não houvessem números negativos (Equação 12). Feito isso, foi necessário subtrair a constante adicionada anteriormente (0.2) e somar o valor de altura de macrófitas estimado com o modelo obtido pela regressão para então obter a grade numérica da altura de macrófitas (Equação 13). Vale ressaltar que esse valor foi determinado empiricamente.

Como:

$$H_{\text{mac amostragem}}(x,y) = H_{\text{mac regressão}}(x,y) + H_{\text{res regressão}}(x,y) \quad (11)$$

e ,

$$H_{\text{res}}(x,y) = H_{\text{res regressão}}(x,y) + \Delta \quad (12)$$

Sendo,

$H_{\text{res}}[i,j]$ : grade dos resíduos da regressão estimado pela interpolação por krigagem;

$(x,y)$ : coordenadas da posição de cada elemento amostral; e

$[i,j]$ : linha e coluna de cada elemento da grade produzida pela interpolação.

Utilizou-se o mesmo princípio para as grades numéricas, ou seja:

$$H_{mac}[i,j] = H_{res}[i,j] + H_{mac_{regress\tilde{a}o}}[i,j] - \Delta \quad (13)$$

$H_{mac}[i,j]$ : estimativa da altura das macrófitas;

$H_{mac_{regress\tilde{a}o}}[i,j]$ : estimativa da altura das macrófitas aplicando-se o modelo de regressão nos dados de profundidade;

$\Delta$ : constante 0.2.

Perfis dos resultados das interpolações foram analisados em relação aos valores reais dos elementos amostrais. Para selecionar a abordagem de interpolação por krigagem mais adequada utilizou-se o Erro Quadrático Médio (EQM). Feito isso, a abordagem mais adequada foi aplicada nas demais regiões (E2 e D).

Efetuada a interpolação por krigagem nas três regiões foi feito um mosaico para gerar o mapa final da altura das macrófitas submersas da área de estudo.

Finalmente, os resultados da inferência espacial de macrófitas submersas por krigagem e por interpolações convencionais (Seção 4.2) foram comparados. Utilizou-se o EQM para avaliar as interpolações.

#### 4.4.3. Resultados e Discussão

As Figuras 50, 51 e 52 mostram os perfis da relação entre profundidade e altura das macrófitas. Observa-se que nas regiões próximas às margens (menor profundidade) há um pico na altura da vegetação.

Em profundidades próximas a três metros observam-se os menores valores de altura da vegetação. A partir dos três metros, em direção ao talvegue do rio, há uma leve tendência de aumento nos valores da altura das macrófitas.

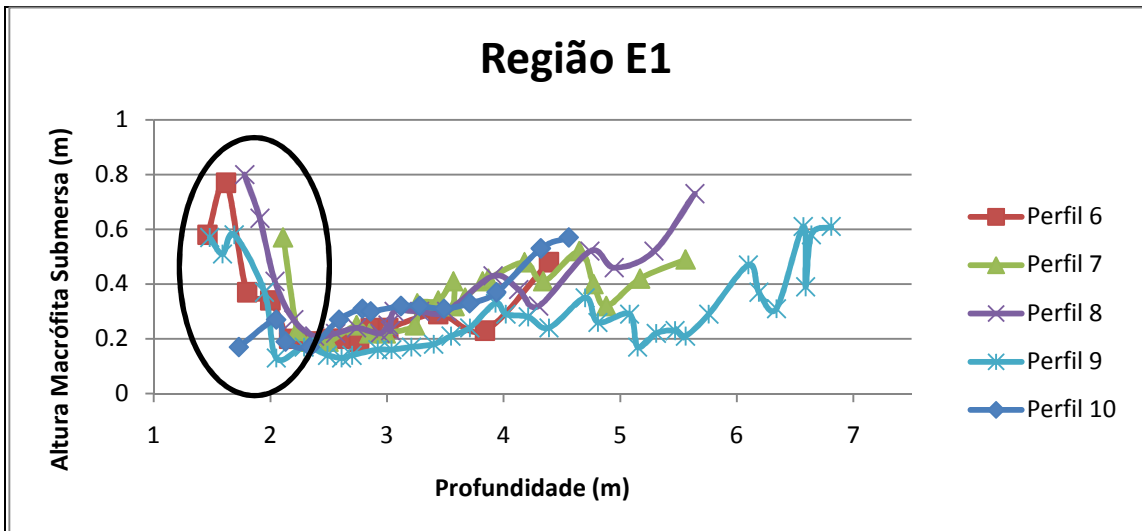


Figura 50 – Perfis da relação entre profundidade e altura de macrófitas submersas na Região E1

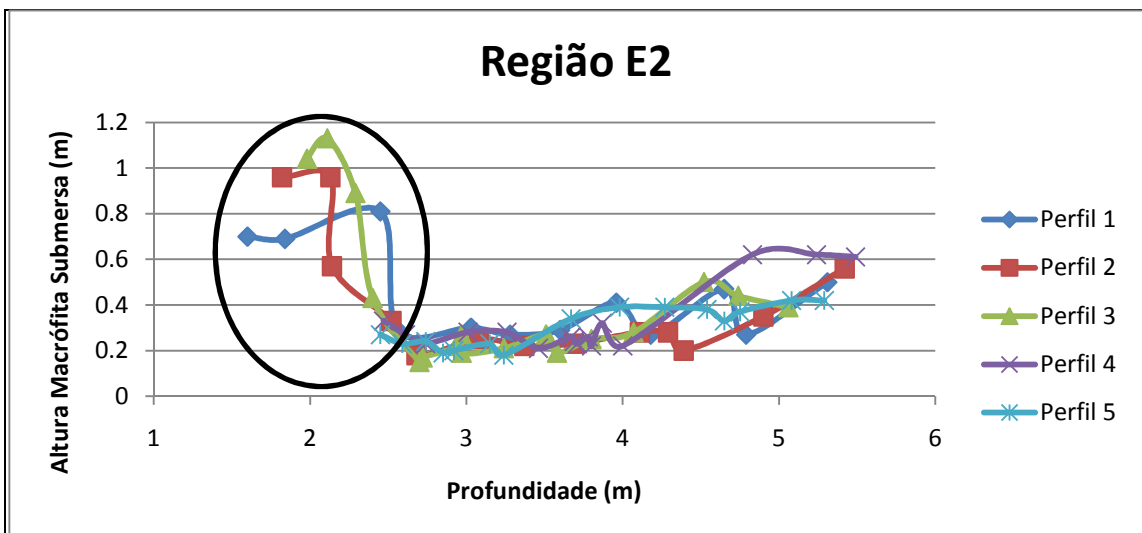


Figura 51 – Perfis da relação entre profundidade e altura de macrófitas submersas na Região E2

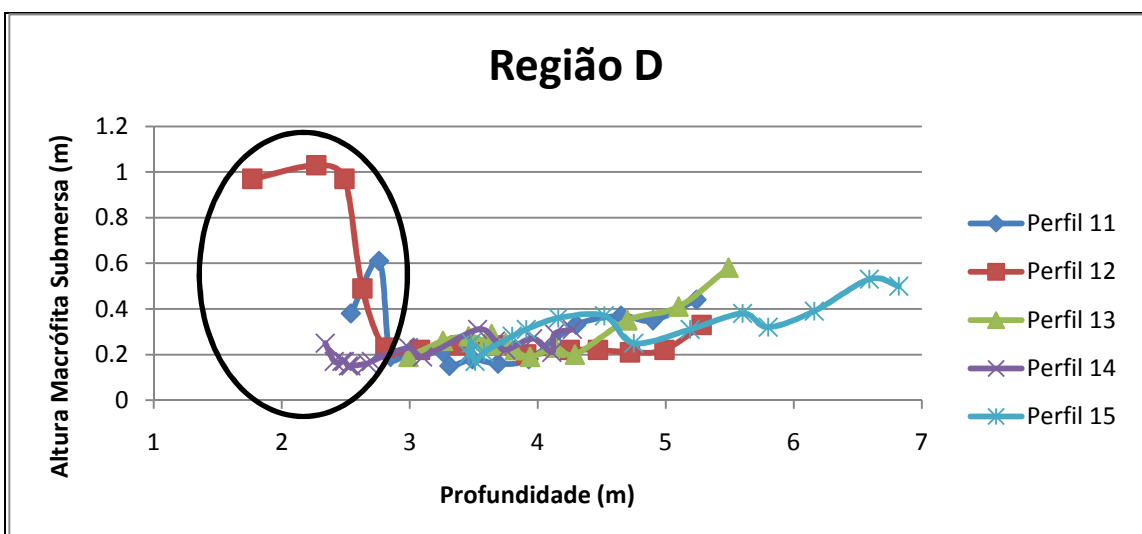


Figura 52 – Perfis da relação entre profundidade e altura de macrófitas submersas na Região D

O pico nos valores da altura das macrófitas em pontos próximos à margem dificulta a modelagem e, conseqüentemente, a interpolação dos dados. Além disso, observações em campo mostraram que, nessas regiões próximas às margens, as macrófitas submersas ocupavam todo o volume do corpo d'água (Figura 53), ou seja, a altura da macrófita poderia ser considerada como sendo igual à profundidade.



Figura 53 – Macrófitas submersas próximas à margem

Assim, para facilitar o processo de modelagem, a área de estudo foi dividida em: (1) ausência de plantas – delimitada por meio dos elementos amostrais obtidos com o ecobatímetro que fornece informação referente à presença de vegetação submersa; (2) regiões próximas à margem em que a altura das macrófitas seria considerada como sendo igual à profundidade – delimitada considerando que o barco com o ecobatímetro não atravessava regiões onde as macrófitas submersas ocupavam toda a coluna de água; e (3) regiões onde seria efetuado o processo de krigagem – demais regiões (Figura 54).

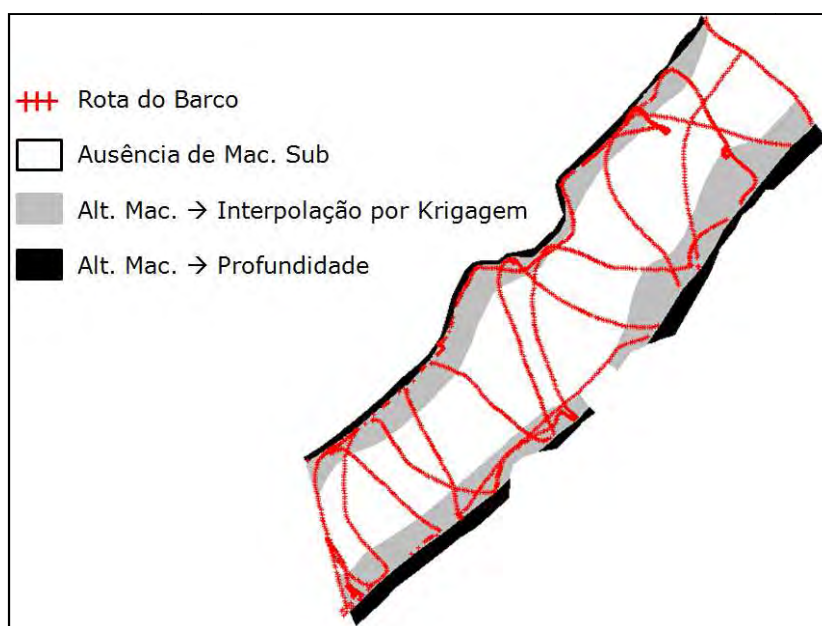


Figura 54 – Rota do barco e divisão em duas regiões com procedimentos de inferência distintos

Para realizar a interpolação por krigagem, na região demarcada em cinza (Figura 50), foi necessário estabelecer uma regra para eliminar os pontos onde a covariância espacial não é a mesma, por constituir região de muito baixa profundidade e com condições adequadas para o desenvolvimento máximo dessas plantas. Assim, selecionou-se apenas os elementos amostrais cuja razão entre a profundidade e a altura das macrófitas fosse maior que cinco, ou seja,  $\frac{Profundidade}{Altura\ Mac.} > 5$  (Valor determinado empiricamente). Com a aplicação do critério, os elementos amostrais com presença de vegetação aquática submersa diminuíram de 1130 para 808, ou seja, houve uma redução de pouco menos de 30%. As Figuras 55 e 56 mostram a distribuição dos elementos amostrais antes e depois da aplicação do critério, respectivamente.

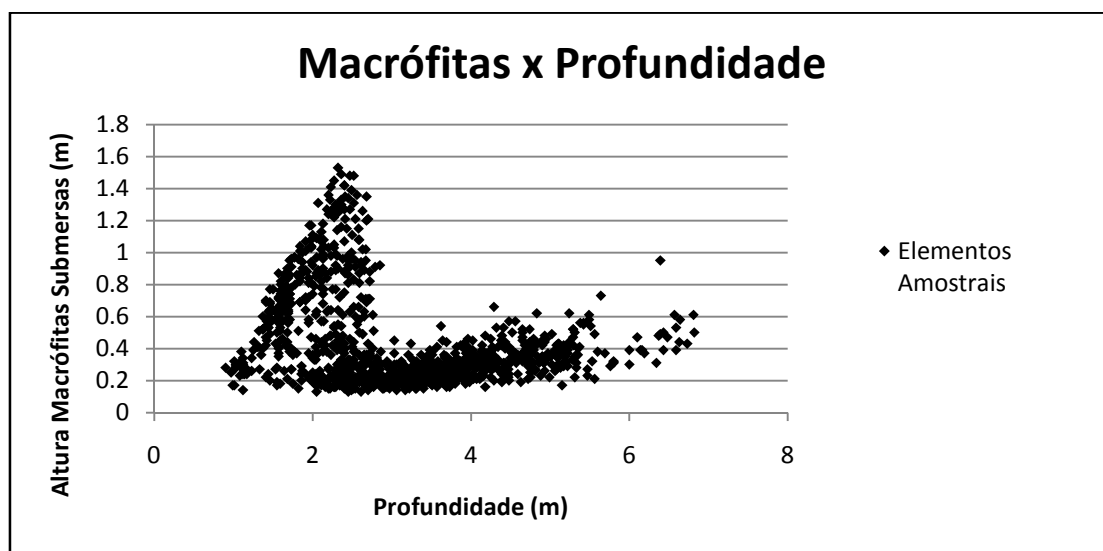


Figura 55 – Elementos amostrais com presença de vegetação aquática submersa

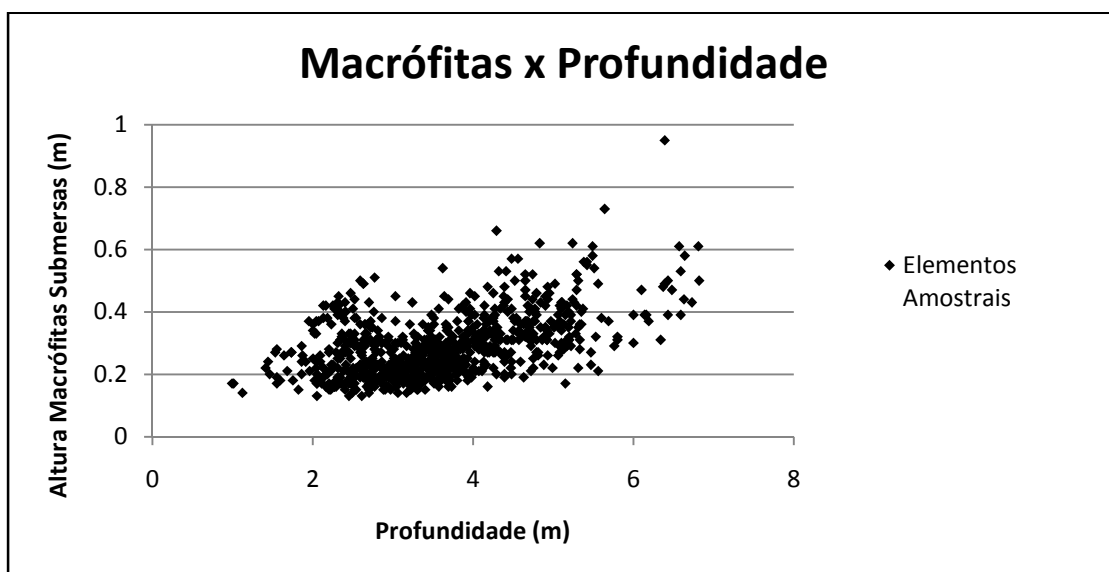


Figura 56 – Elementos amostrais com presença de vegetação aquática submersa após aplicação do critério ( $\frac{Profundidade}{Altura\ Mac.} > 5$ )

Com esses dados foram feitas análises de regressão de primeiro e segundo grau. Além disso, foi feito a análise de variância para verificar se o modelo era satisfatório comparado com a média. Também se examinou o incremento da análise de variância para verificar qual dos modelos é mais apropriado.

### Regressão 1º Grau

$$\text{Altura Macrófita} = 0.1093 + 0.04977 * \text{Profundidade} \quad (14)$$

Coefficiente de Determinação ( $R^2$ ) = 27.6%

### Regressão 2º Grau

$$\text{Altura Macrófita} = 0.2875 - 0.05107 * \text{Profundidade} + 0.01314 * (\text{Profundidade})^2 \quad (15)$$

Coefficiente de Determinação ( $R^2$ ) = 31.4%

Tabela 10 – Análise de Variância (ANOVA)

Fonte de variação	Soma dos Quadrados	Graus de Liberdade	Média dos Quadrados	F
<b>Reg. Polinomial 1</b>	SQP <sub>1</sub>	m	SQP <sub>1</sub> /(m-1) = MQP <sub>1</sub>	MQP <sub>1</sub> /MQR <sub>1</sub>
<b>Resíduos 1</b>	SQR <sub>1</sub>	n-m-1	SQR <sub>1</sub> /(n-m-1) = MQR <sub>1</sub>	
<b>Reg. Polinomial 2</b>	SQP <sub>2</sub>	k	SQP <sub>2</sub> /(k-1) = MQP <sub>2</sub>	MQP <sub>2</sub> /MQR <sub>2</sub>
<b>Resíduos 2</b>	SQR <sub>2</sub>	n-k-1	SQR <sub>2</sub> /(n-k-1) = MQR <sub>2</sub>	
<b>Incremento</b>		k-m	SQI/(k-m) = MQI	MQI/MQR <sub>2</sub>
<b>Total</b>	SQT	n-1	SQT/(n-1) = MQT	

Tabela 11 – Análise de Variância (ANOVA) dos dados

Fonte de variação	Soma dos Quadrados	Graus de Liberdade	Média dos Quadrados	F
<b>Reg. Polinomial 1</b>	2.20542	1	2.20542	307.46
<b>Resíduos 1</b>	5.78143	806	0.00717	
<b>Reg. Polinomial 2</b>	2.20542	2	1.25493	184.45
<b>Resíduos 2</b>	5.47699	805	0.00680	
<b>Incremento</b>	0.30444	1	0.30444	44.75
<b>Total</b>	7.98685	807	0.009897	

Apesar do polinômio de segundo grau ter um coeficiente de determinação ( $R^2 = 31.4\%$ ) um pouco maior que o de primeiro grau ( $R^2 = 27.6\%$ ), ao analisar o incremento atribuído quando se passa do modelo de primeiro grau para o de segundo,

pode-se considerar que o modelo de primeiro grau é mais adequado para representar os dados.

O resultado da ANOVA mostrou que os resultados são estatisticamente significativos, pois o valor crítico de F ( $F_{0.05, 1, 806} = 3.85$ ) é bem menor que o valor observado ( $F = 307.47$ ).

A reta que representa o modelo de primeiro grau é mostrada na Figura 57.

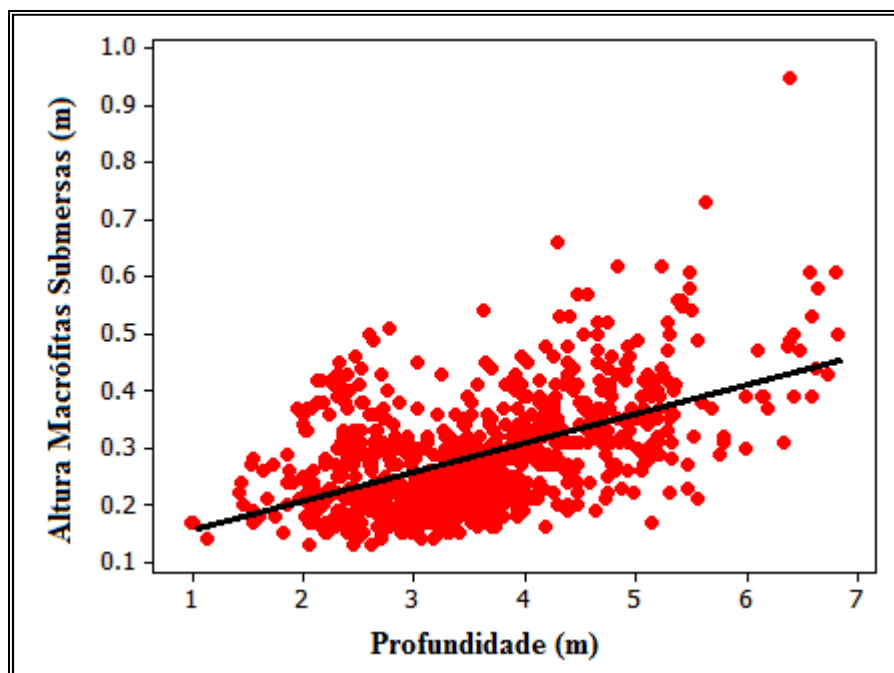


Figura 57 - Regressão linear de primeiro grau dos elementos amostrais

Para minimizar os efeitos da tendência e com isso se obter melhores resultados na interpolação foi utilizado valores dos resíduos dos elementos amostrais quando aplicado a regressão de primeiro grau somando-se ainda uma constante de 0.2 para que não houvesse valores negativos.

Assim, a Krigagem foi realizada primeiramente na região E1 utilizando dois conjuntos de dados: (1) valores de altura das macrófitas; (2) valores referentes aos resíduos da regressão mais uma constante. Realizada a krigagem selecionou-se o método mais adequado para aplicar nas demais regiões.

Definida a equação de regressão foram aplicados os procedimentos indicados no fluxograma (Figura 49), cujos resultados são mostrados para a região E1 (Seção 4.4.3.1) e a abordagem metodológica mais adequada foi aplicada nas regiões E2 (Seção 4.4.3.2) e D (Seção 4.4.3.3).

#### 4.4.3.1. Região E1:

##### 4.4.3.1.1. 1ª Abordagem: Krigagem dos valores de altura das macrófitas

Como a variabilidade do fenômeno estudado não é a mesma em todas as direções tem-se um caso de anisotropia. A anisotropia pode ser facilmente notada observando-se os semivariogramas em diferentes direções.

A Figura 58 mostra os semivariogramas e constata-se uma direção de maior alcance e menor variabilidade (40°) e outra direção de menor alcance, mas com alta variabilidade (130°).

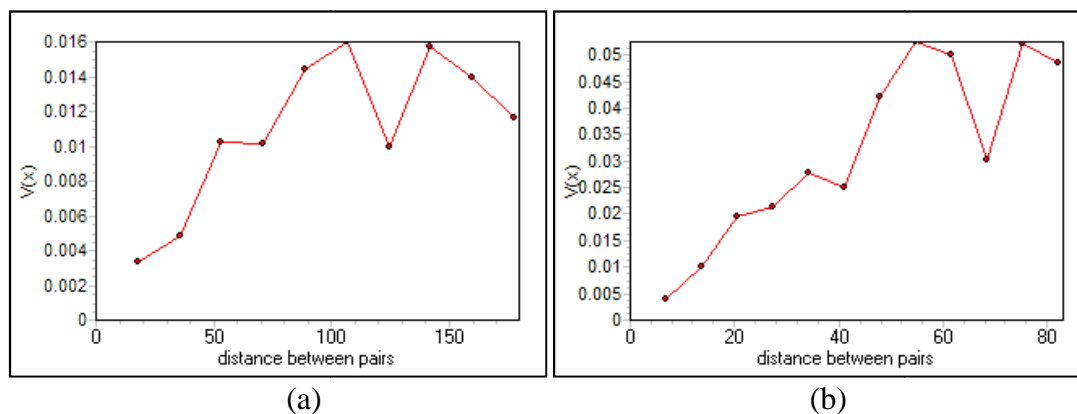


Figura 58 – Semivariograma dos elementos amostrais relativos à altura das macrófitas submersas em 40° (a) e 130° (b)

Depois de definido os semivariogramas para as duas direções (maior e menor alcance) foi feito o ajuste do modelo (Figura 59 e 60).

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



	Ranges (X)	Sills (Y)	Anisotropy Ratios
Nugget		0.002	
Structure 1			
Gaussian	65	0.012	0.65
Structure 2			
Gaussian	40	0.045	0.65
Structure 3			
Spherical	0	0	1
Structure 4			

Figura 59 – Valores do ajuste do modelo no aplicativo idrisi

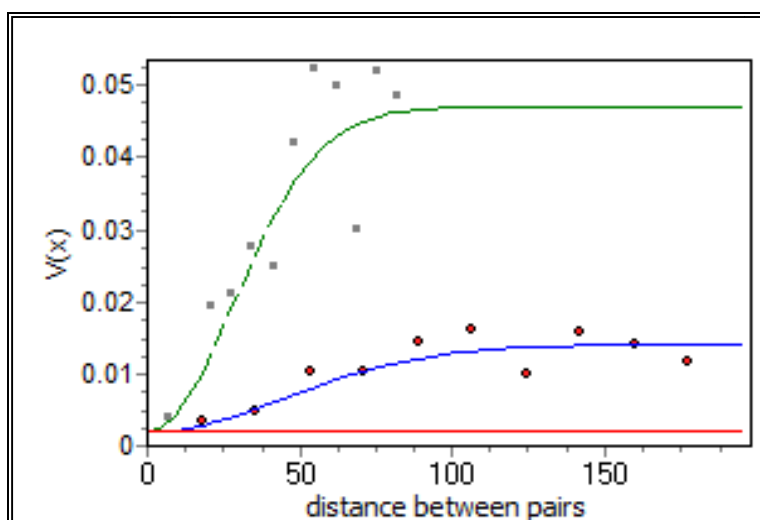


Figura 60 – Modelagem dos semivariogramas para as direções 40° e 130°

Assim, o modelo encontrado foi:

$$0.002000 \text{ Nug}(0) + 0.006 \text{ Gau}(65,40,0.65) + 0.0225 \text{ Gau}(40,130,0.65) \quad (16)$$

Utilizou-se o modelo (Equação 16) na krigagem ordinária e obteve-se a matriz mostrada na Figura 61.

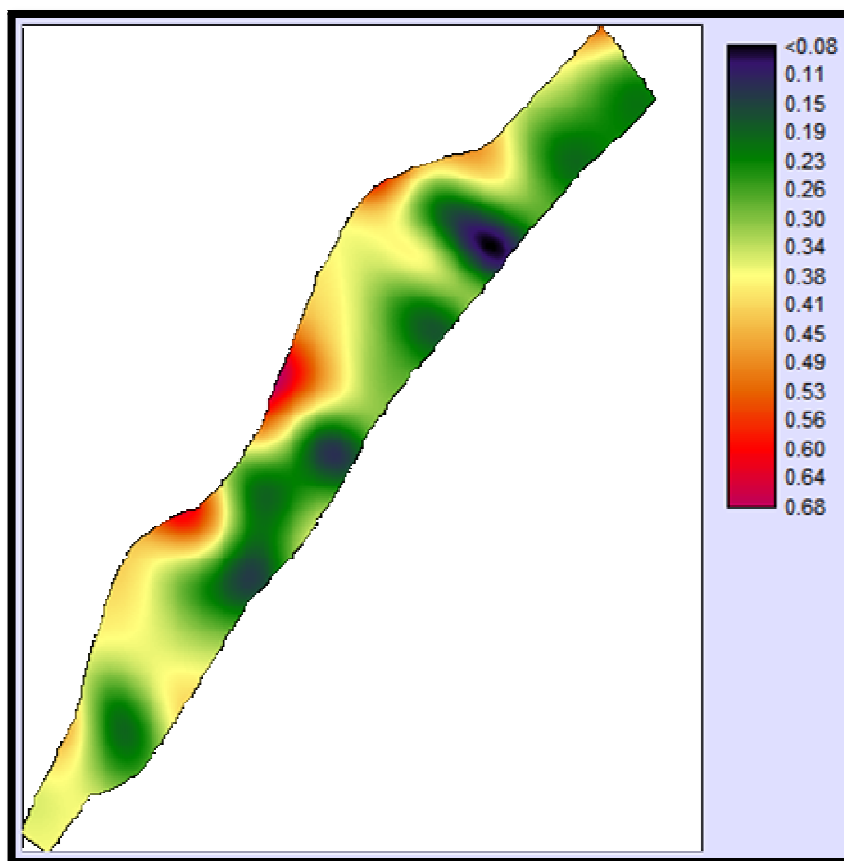


Figura 61 – Resultado da krigagem ordinária para os valores de altura das macrófitas submersas na região E1

#### 4.4.3.1.2. 2ª Abordagem: Krigagem dos resíduos da regressão

Na amostra correspondente aos resíduos da regressão, assim como na amostra de valores da altura das macrófitas submersas, o semivariograma com maior alcance e menor variabilidade é o da direção  $40^\circ$  e o semivariograma com menor alcance e maior variabilidade é o da direção  $130^\circ$  (Figura 62).

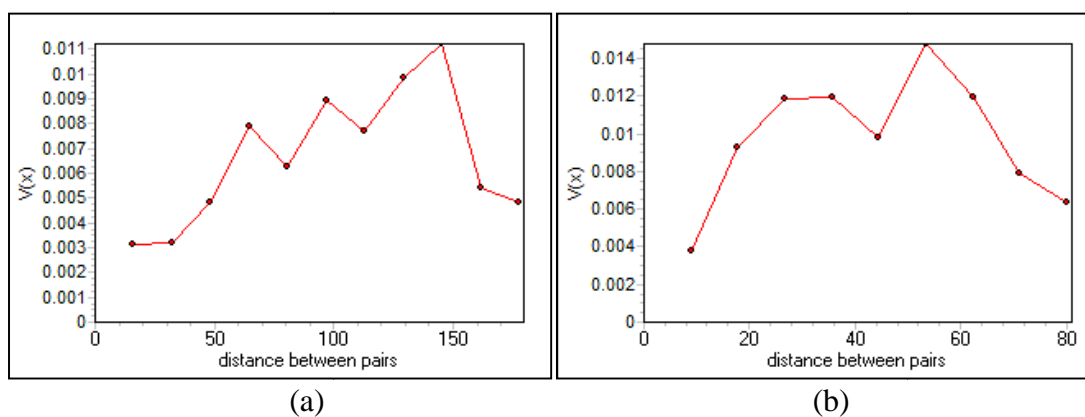


Figura 62 – Semivariograma dos elementos amostrais relativos aos resíduos da regressão em  $40^\circ$  (a) e  $130^\circ$  (b)

Definido os semivariogramas para as duas direções (maior e menor alcance) foi feito o ajuste do modelo. A Figura 63 mostra os parâmetros utilizados e a Figura 64 o gráfico da modelagem nas duas direções consideradas.

	Ranges (X)	Sills (Y)	Anisotropy Ratios
Nugget Structure 1		0.0025	
Gaussian Structure 2	80	0.0073	1
Spherical Structure 3	0	0	1
Spherical Structure 4	0	0	1

Figura 63 – Valores do ajuste do modelo no aplicativo IDRISI

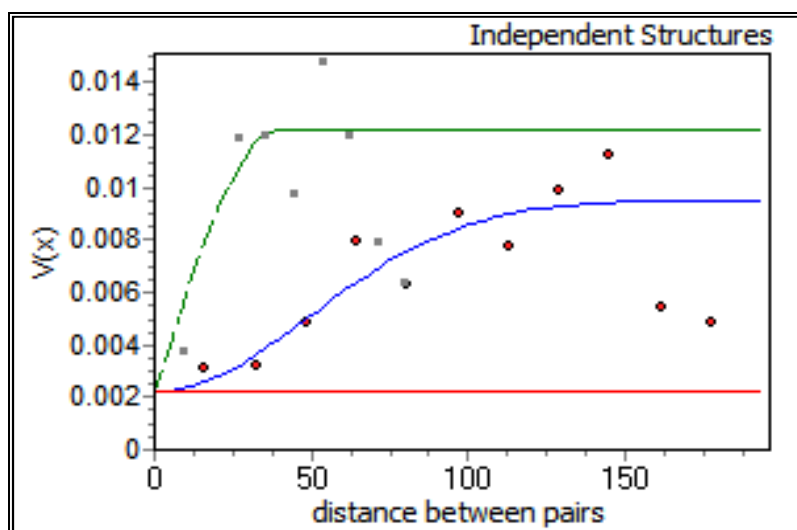


Figura 64 – Modelagem dos semivariogramas para as direções 40° e 130°

O modelo encontrado para esse conjunto de dados foi:

$$0.0022 \text{ Nug}(0) + 0.00365 \text{ Gau}(70,40,0.60) + 0.005 \text{ Sph}(40,130,0.60) \quad (17)$$

Observou-se que os parâmetros utilizados nos dois métodos e o modelo obtido foram bastante similares. As principais diferenças foram que, quando se utilizou os dados dos resíduos da regressão, em 40° o alcance foi ligeiramente maior e em 130° a estrutura utilizada foi a esférica ao invés de gaussiana.

O resultado da krigagem utilizando o modelo da equação 17 e os dados referentes aos resíduos da regressão é mostrado na Figura 65.

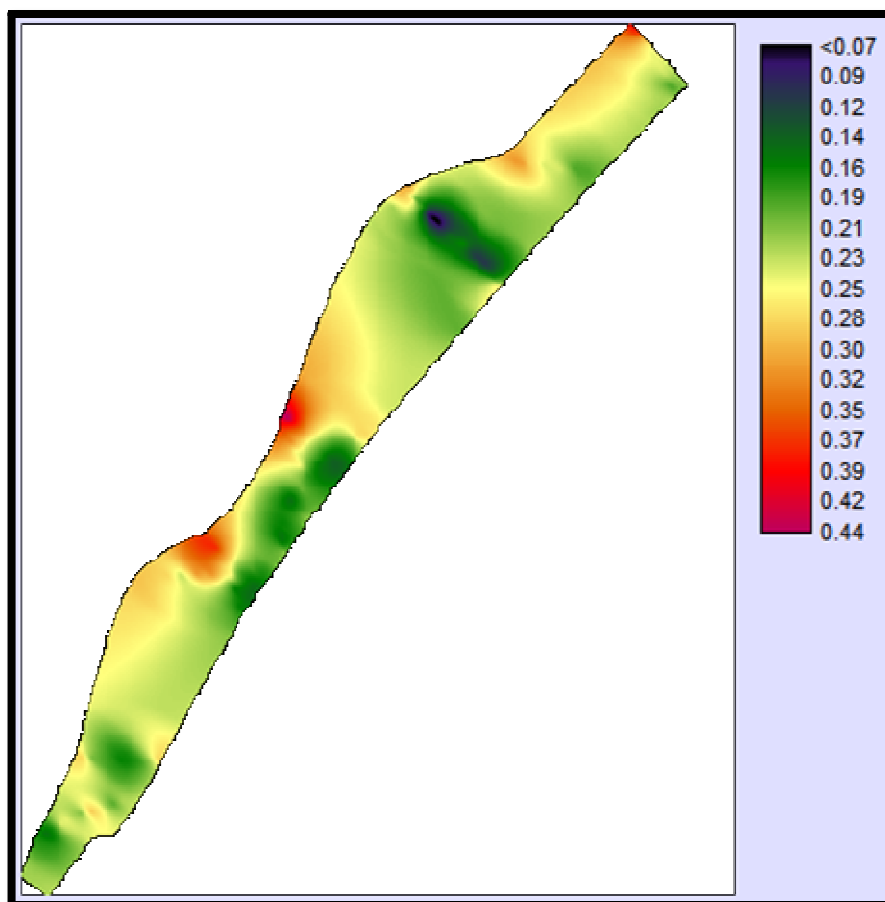


Figura 65 – Resultado da krigagem ordinária para os valores dos resíduos da regressão na região E1

Para se obter a distribuição espacial da variável altura das macrófitas submersas foi necessário subtrair a constante adicionada anteriormente (0.2) e somar os valores de altura de macrófitas obtidos por meio do modelo de regressão.

Assim, foi aplicado o modelo de regressão na matriz correspondente à profundidade do corpo de água para se obter a imagem de altura de macrófitas submersas (Figura 66 - b). Além disso, foi criada uma imagem no qual a região de interesse contivesse o valor  $\Delta = 0.2$  (Figura 66 - c). Finalizando, foi somado o resultado

da krigagem dos resíduos com a imagem da altura das macrófitas obtido por meio de regressão linear e subtraído uma constante  $\Delta$  (Figura 66).

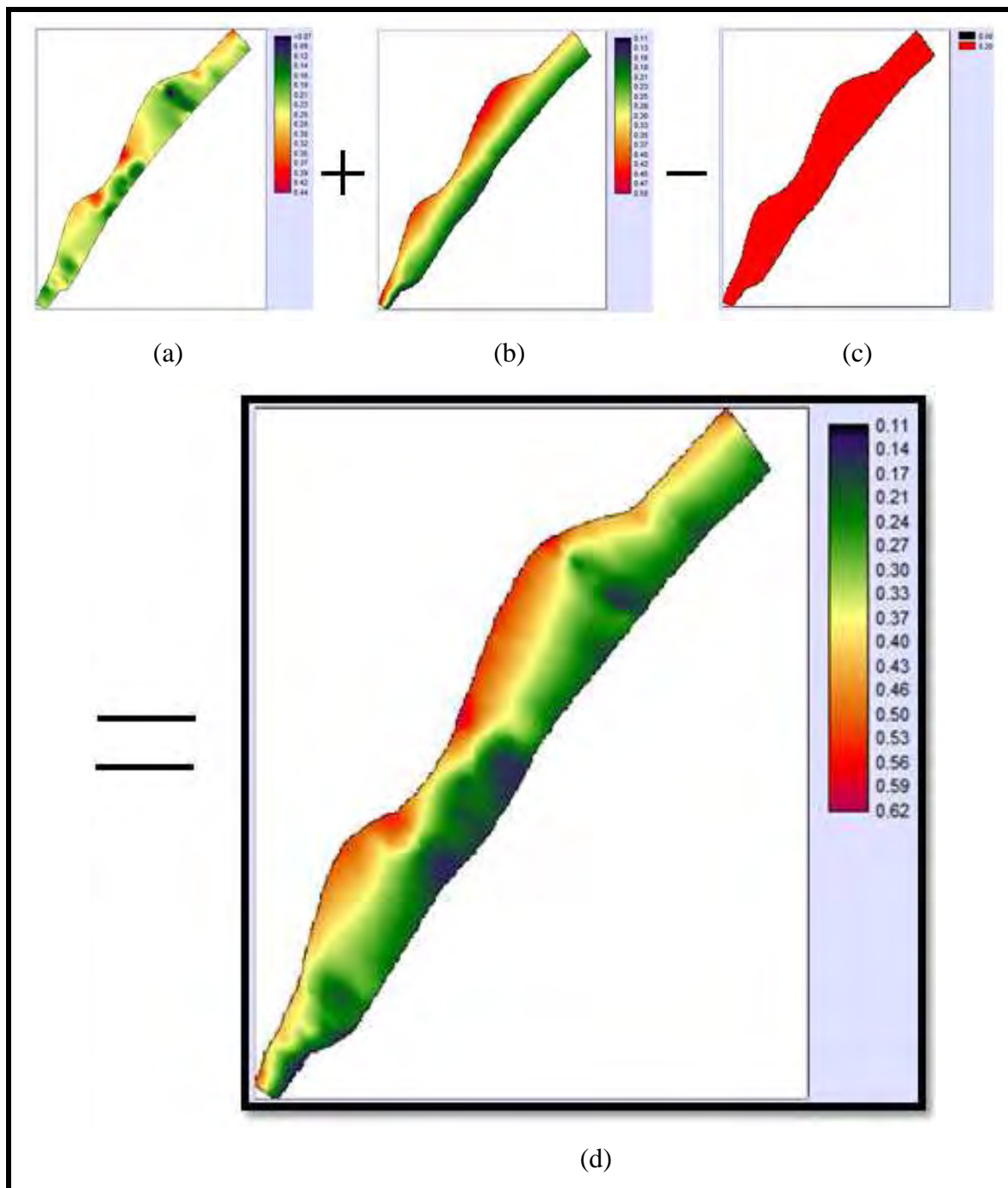


Figura 66 – Resultado da krigagem ordinária para os valores dos resíduos da regressão em (a), Altura das macrófitas submersas por meio de regressão linear em (b), constante com valor 0.2 em (c) e altura das macrófitas submersas em (d)

#### 4.4.3.1.3. Comparação dos resultados: escolha da abordagem mais adequada

Para comparar os resultados foi feita a subtração da imagem obtida pelo primeiro procedimento com a da obtida pelo segundo procedimento (Figura 67 - a). Foi feito o fatiamento dessa grade numérica em três classes (Figura 67 - b). A primeira classe (Cinza) representa valores entre  $-0.1$  e  $0.1$ , ou seja, região em que os valores da altura das macrófitas não ultrapassaram 10 cm. Essa classe representa a maior parte da região analisada. Assim, pode-se dizer que os resultados obtidos pelos dois procedimentos são relativamente similares.

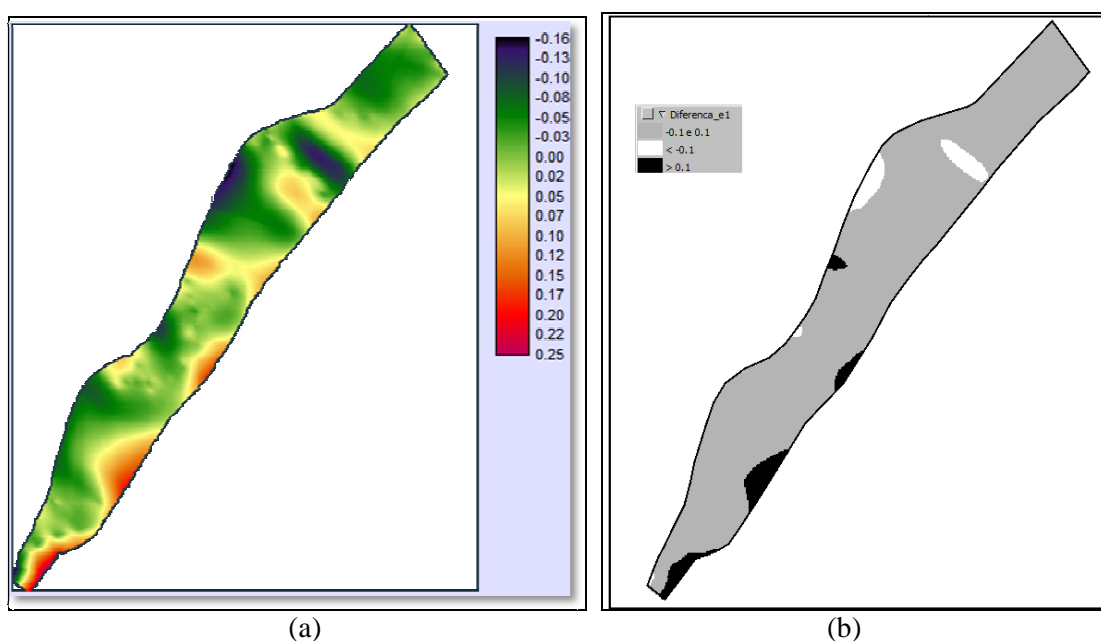


Figura 67 – Diferença dos resultados obtidos pelas duas abordagens metodológicas (a) e fatiamento dessa grade (b)

Para uma melhor comparação entre os resultados dos dois procedimentos de interpolação analisou-se três perfis traçados aleatoriamente ao longo da região E1 (Figura 68, 69 e 70). Para isso, utilizou-se elementos amostrais obtidos diretamente com o ecobatímetro (Amostra), associados com valores obtidos com a krigagem diretamente dos elementos amostrais (Krig. Amostra) e os obtidos por meio da krigagem dos resíduos da regressão (Krig. Res.).

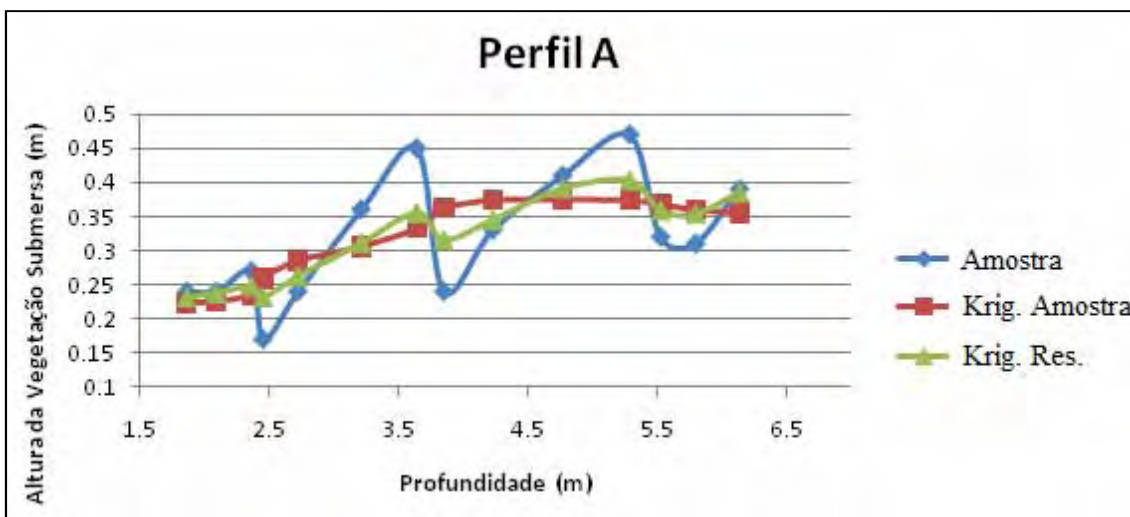


Figura 68 – Perfil A: Amostra, Krigagem da amostra e Krigagem considerando regressão

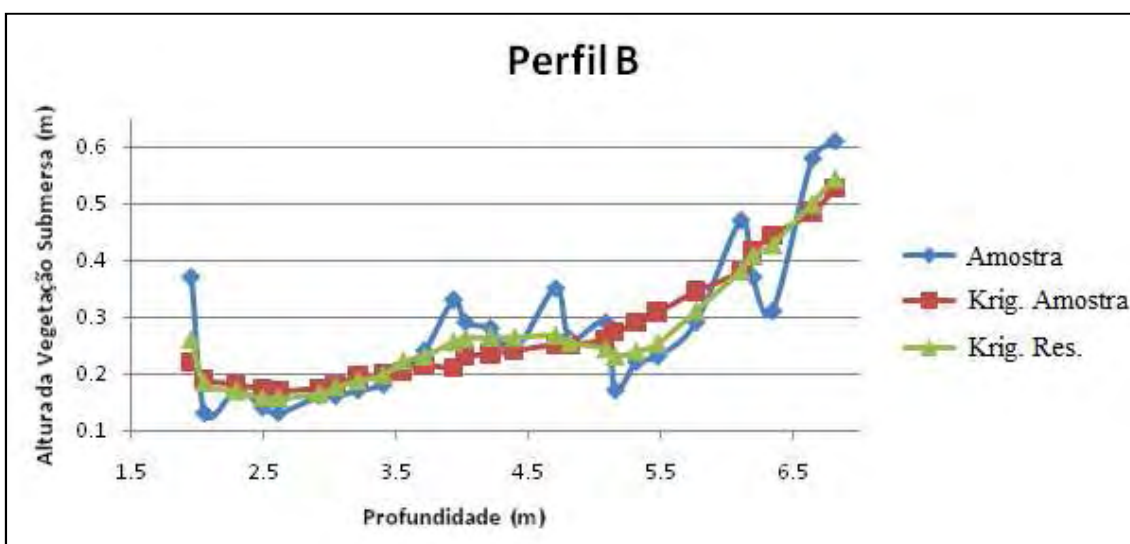


Figura 69 – Perfil B: Amostra, Krigagem da amostra e Krigagem considerando a regressão

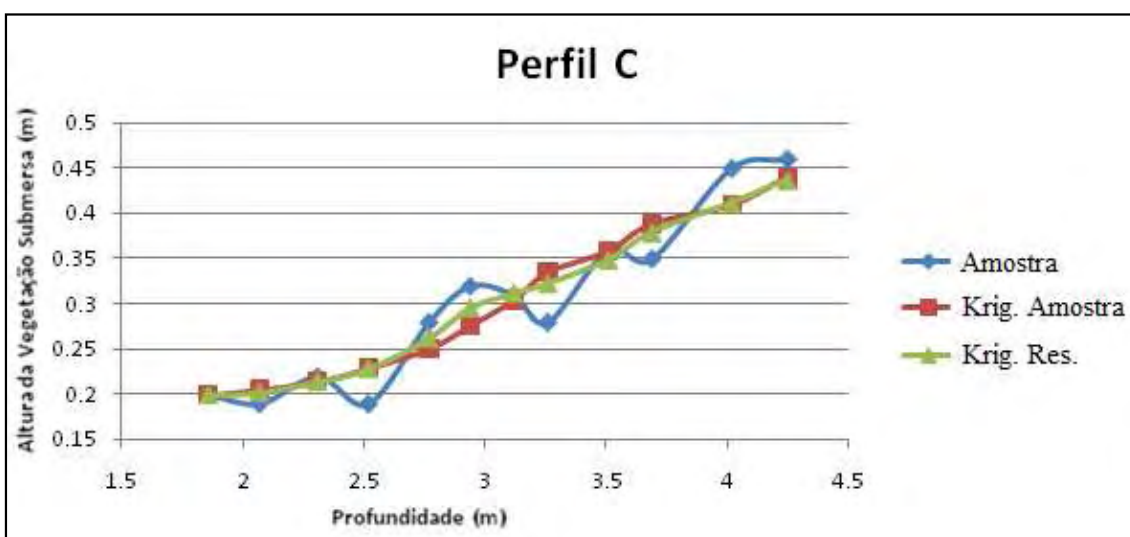


Figura 70 – Perfil C: Amostra, Krigagem da amostra e Krigagem considerando a regressão

Analisando os perfis nota-se que os resultados obtidos por meio dos dois procedimentos são bastante similares, porém, o obtido através dos resíduos da análise de regressão apresentou picos e depressões que acompanham com maior fidelidade os dados reais. Para se ter uma avaliação numérica e comparar os resultados adotou-se o procedimento da equação 9 (Tabela 12).

Tabela 12 – EQM dos procedimentos metodológicos em relação à amostra

<b>EQM</b>	<b>Krig. Amostra</b>	<b>Krig. Resíduo</b>
Perfil A	0.0044	0.0022
Perfil B	0.0048	0.0027
Perfil C	0.0009	0.0006
<b>Total</b>	<b>0.0101</b>	<b>0.0055</b>

$$\frac{\text{Krig.Resíduo Total}}{\text{Krig.Amostra Total}} = \frac{0.0055}{0.0101} = 54\% \quad (18)$$

Com os valores de EQM observou-se que a utilização do segundo procedimento metodológico (Krig. Resíduo) foi o mais adequado. Observou-se uma melhora de pouco mais de 50% de um em relação ao outro (Equação 18)

Assim, adotou-se o procedimento da utilização dos resíduos da regressão para realizar a interpolação nas demais regiões.

#### 4.4.3.2. Região E2

O semivariograma com maior alcance e menor variabilidade é o da direção 50° e o semivariograma com menor alcance e maior variabilidade é o da direção 140° (Figura 71).

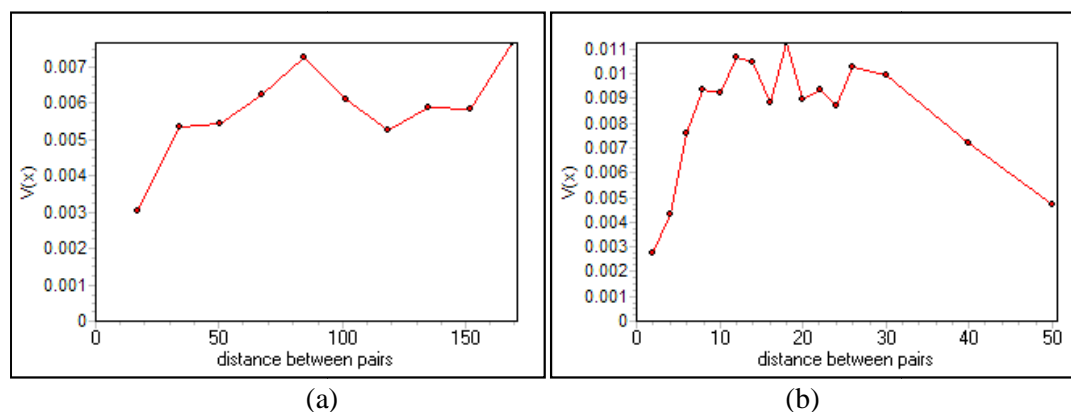


Figura 71 – Semivariograma dos elementos amostrais relativos aos resíduos da regressão em 50° (a) e 140° (b)



A Figura 72 mostra os parâmetros utilizados na especificação do modelo e a Figura 73 o gráfico da modelagem nas duas direções consideradas.

	Ranges (X)	Sills (Y)	Anisotropy Ratios
Nugget		0.0015	
Structure 1			
Spherical	75	0.005	0.20
Structure 2			
Spherical	15	0.0085	0.20
Structure 3			
Spherical	0	0	1
Structure 4			

Figura 72 - Valores do ajuste do modelo no aplicativo IDRISI

Utilizou-se o modelo esférico para as duas estruturas. Além disso, o alcance na direção 50° é consideravelmente maior que o da direção 150°, com isso, obteve-se um baixo valor pra razão de anisotropia ( $15 / 75 = 0.2$ ).

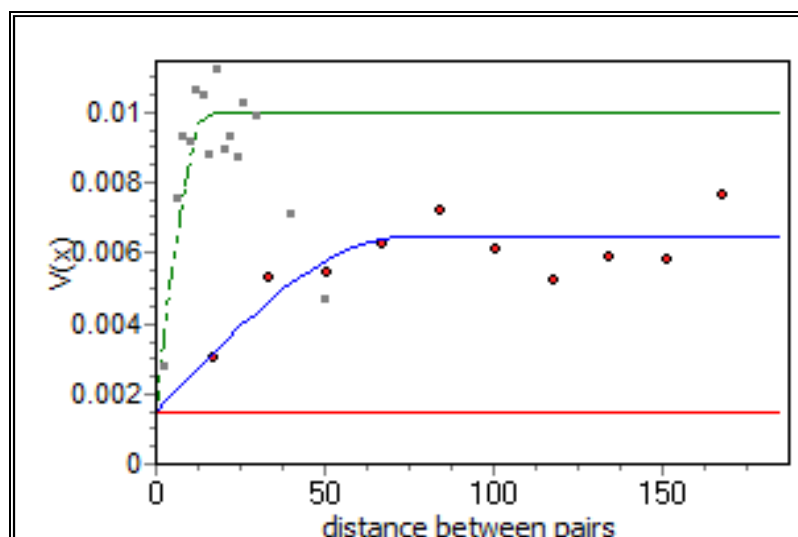


Figura 73 – Modelagem dos semivariogramas para as direções 50° e 140°

O modelo encontrado para esse conjunto de dados foi:

$$0.001500 \text{ Nug}(0) + 0.0025 \text{ Sph}(75,50,0.20) + 0.00425 \text{ Sph}(15,140,0.20) \quad (19)$$

O resultado da krigagem utilizando o modelo da equação 19 e os dados referentes aos resíduos da regressão na região E2 é mostrado na Figura 74.

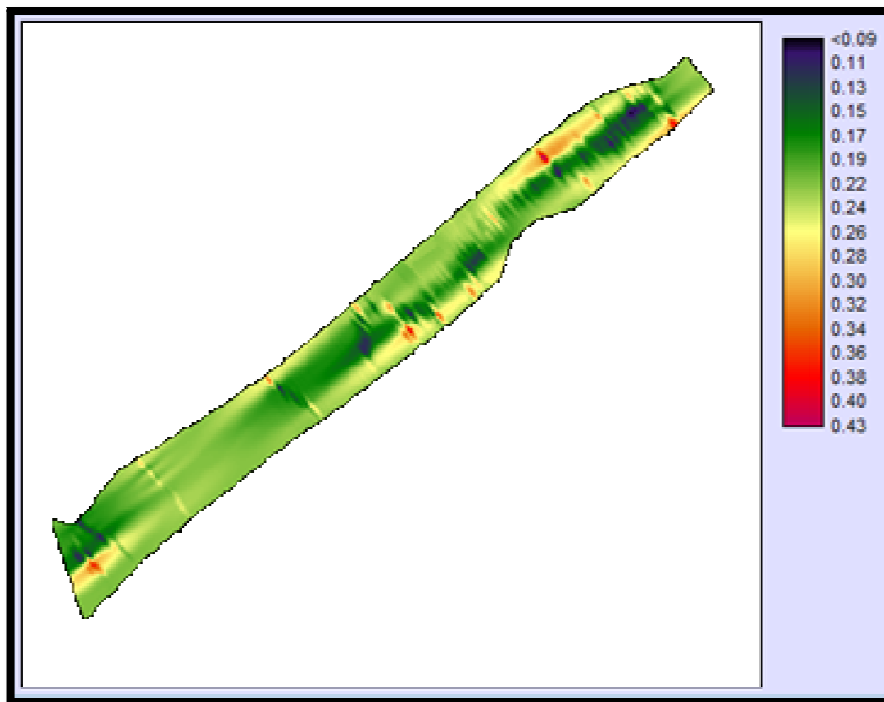


Figura 74 – Resultado da Krigagem dos elementos amostrais dos resíduos na região E2

Para se obter a distribuição espacial da altura das macrófitas submersas a partir da interpolação dos resíduos foi utilizado o mesmo procedimento adotado para a região E1.

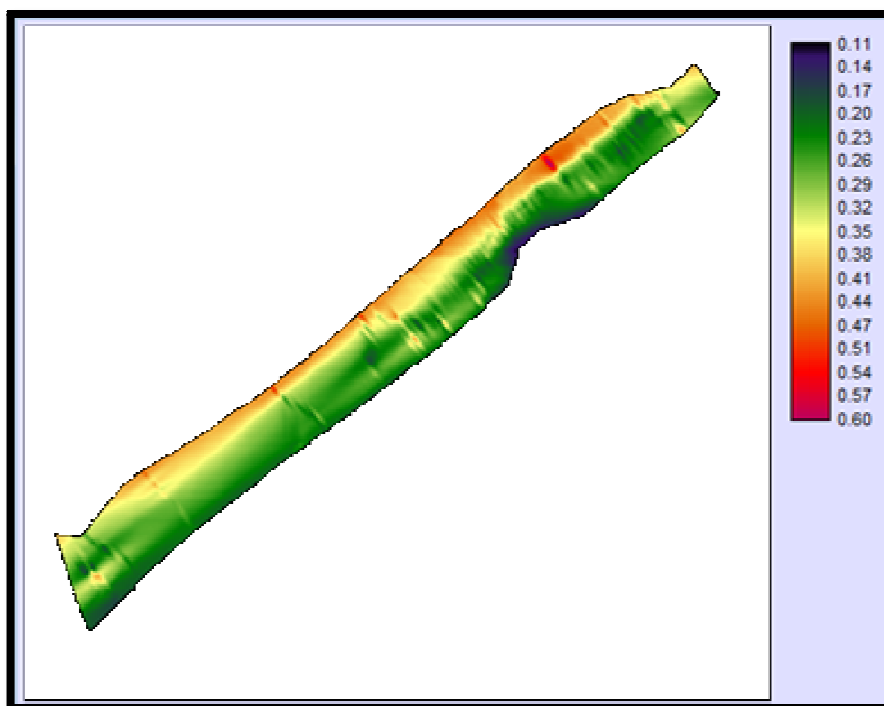


Figura 75 – Distribuição espacial da altura das macrófitas submersas na região E2

#### 4.4.3.3. Região D

O semivariograma com maior alcance e menor variabilidade é o da direção 40° e o semivariograma com menor alcance é o da direção 130° (Figura 76).

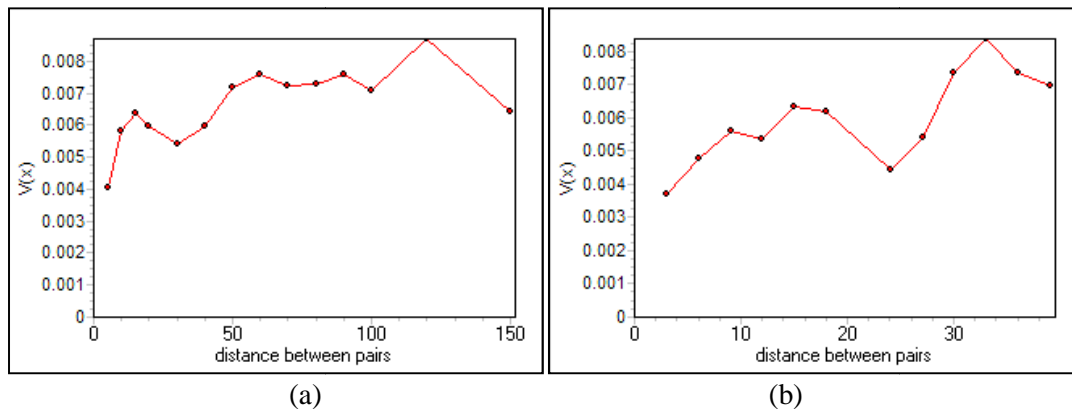


Figura 76 – Semivariograma dos elementos amostrais relativos aos resíduos da regressão em 40° (a) e 130° (b)

Definido os semivariogramas para as duas direções (maior e menor alcance) foi feita a especificação do modelo. A Figura 77 mostra os parâmetros utilizados e a Figura 78 o gráfico da modelagem nas duas direções consideradas.

	Ranges (X)	Sills (Y)	Anisotropy Ratios
Nugget		0.003	
Structure 1			
Spherical	40	0.0035	0.65
Structure 2			
Spherical	25	0.004	0.65
Structure 3			
Spherical	0	0	1
Structure 4			

Figura 77 – Valores do ajuste do modelo no aplicativo IDRISI

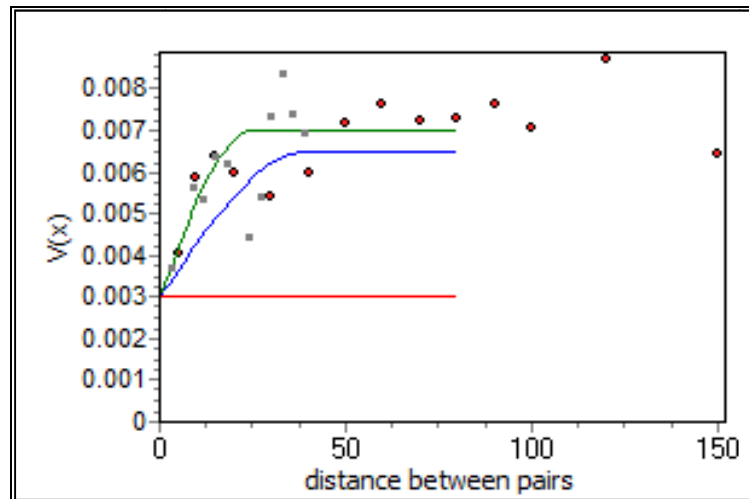


Figura 78 – Modelagem dos semivariogramas para as direções 40° e 130°

Apesar do alcance na direção 40° ser maior que na direção 130°, notou-se que a variabilidade dos semivariogramas é bastante similar.

O modelo encontrado para esse conjunto de dados foi:

$$0.003000 \text{ Nug}(0) + 0.00175 \text{ Sph}(40,40,0.65) + 0.002 \text{ Sph}(25,130,0.65) \quad (20)$$

O resultado da krigagem utilizando o modelo da equação 20 e os dados referentes aos resíduos da regressão na região D é mostrado na Figura 79.

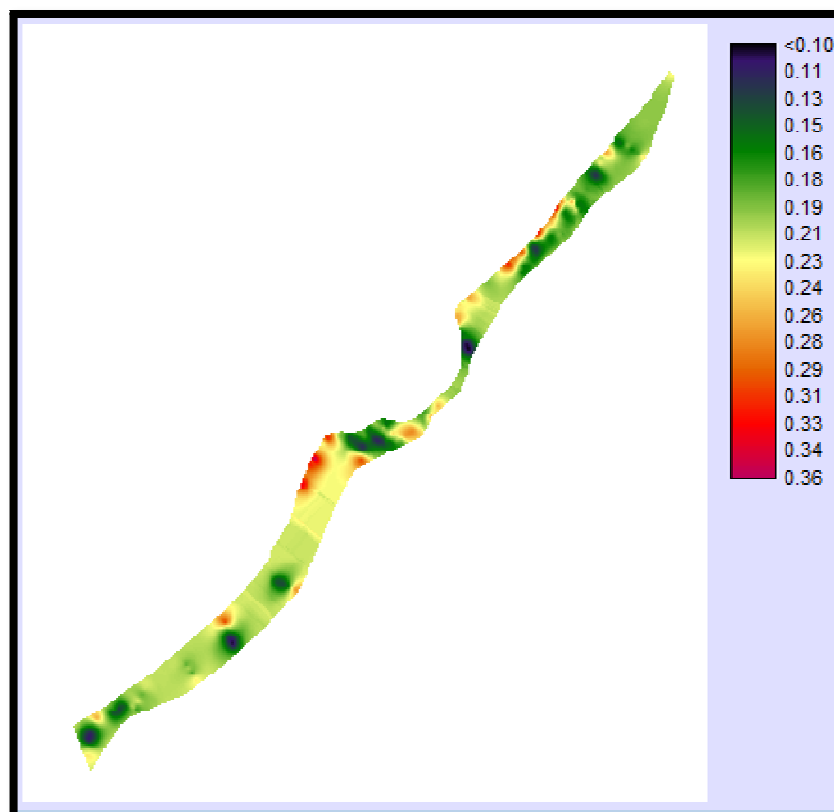


Figura 79 – Resultado da Krigagem dos elementos amostrais dos resíduos na região D  
Para se obter a distribuição espacial da altura das macrófitas submersas a partir da interpolação dos resíduos foi utilizado o mesmo procedimento adotado para a região E1.

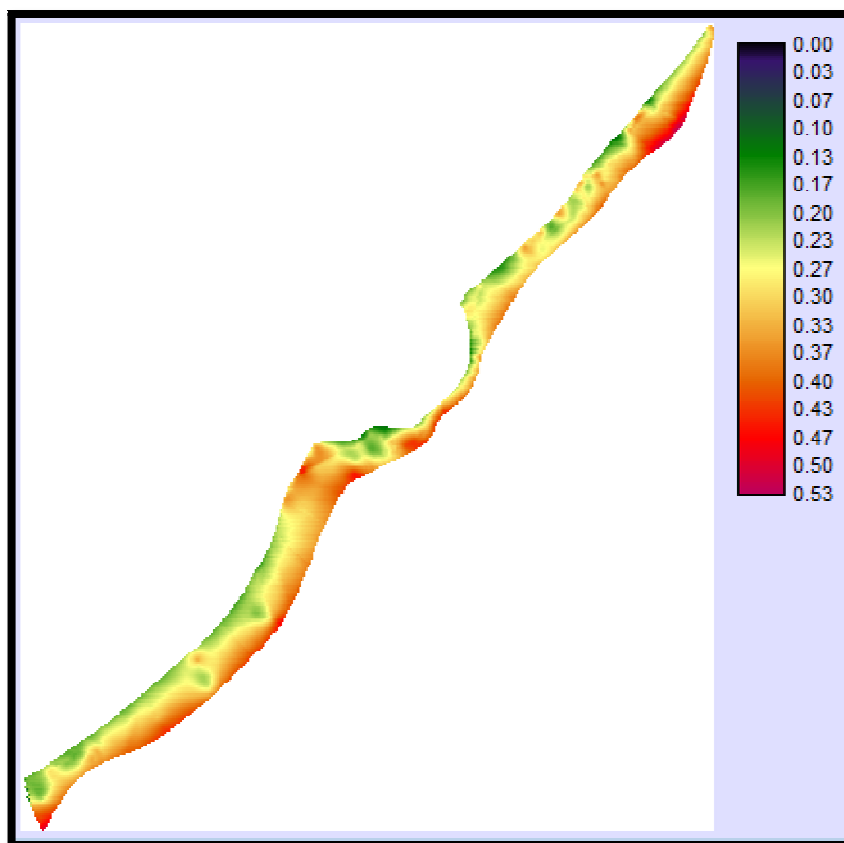


Figura 80 – Distribuição espacial da altura das macrófitas submersas na região D

#### 4.4.3.4. Mapeamento da altura das macrófitas submersas

Realizou-se a junção das três grades numéricas das regiões E1, E2 e D correspondentes aos valores de altura das macrófitas submersas. Além disso, foram adicionados ao mosaico os valores de profundidade nas regiões mais próximas das margens que correspondem à própria altura da vegetação. Com isso obteve-se o mapeamento da altura das macrófitas submersas, especificamente das espécies *Egeria densa* e *Egeria najas*, por meio de procedimentos de interpolação de dados (Figura 81).

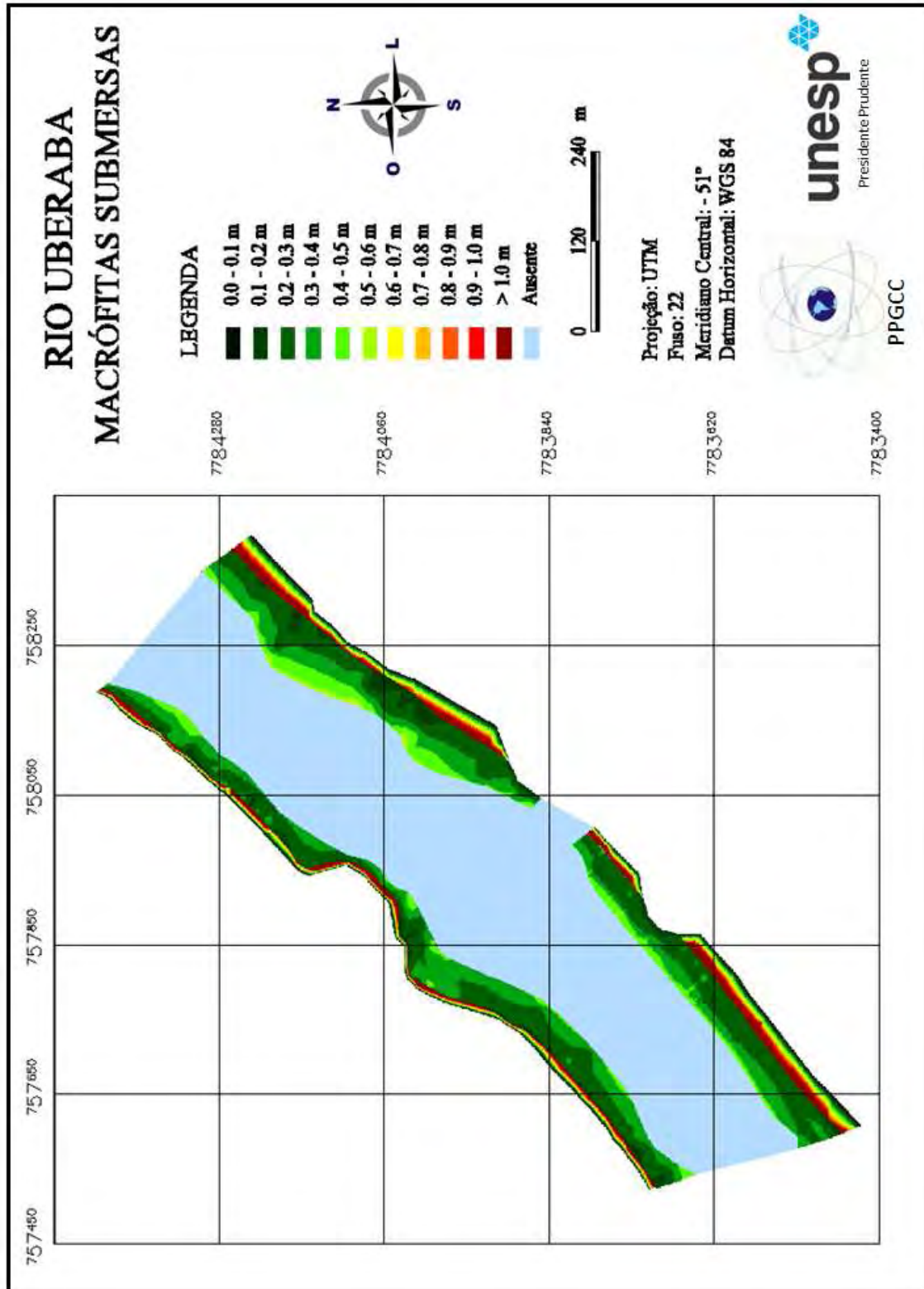


Figura 81 – Mapa da altura das macrófitas submersas na área de estudo

#### 4.4.3.5. Comparação dos resultados de inferência espacial

Para avaliar os resultados das inferências espaciais dos valores da altura das macrófitas submersas realizou-se a comparação, por meio de quatro transectos ao longo da área de estudo, dos interpoladores utilizados. Para isso, foram utilizados os mesmos transectos mostrados na seção 4.2. Assim, selecionaram-se os interpoladores convencionais por vizinho mais próximo, média ponderada e linear por triangulação, bem como o por geoestatística – Krigagem ordinária.

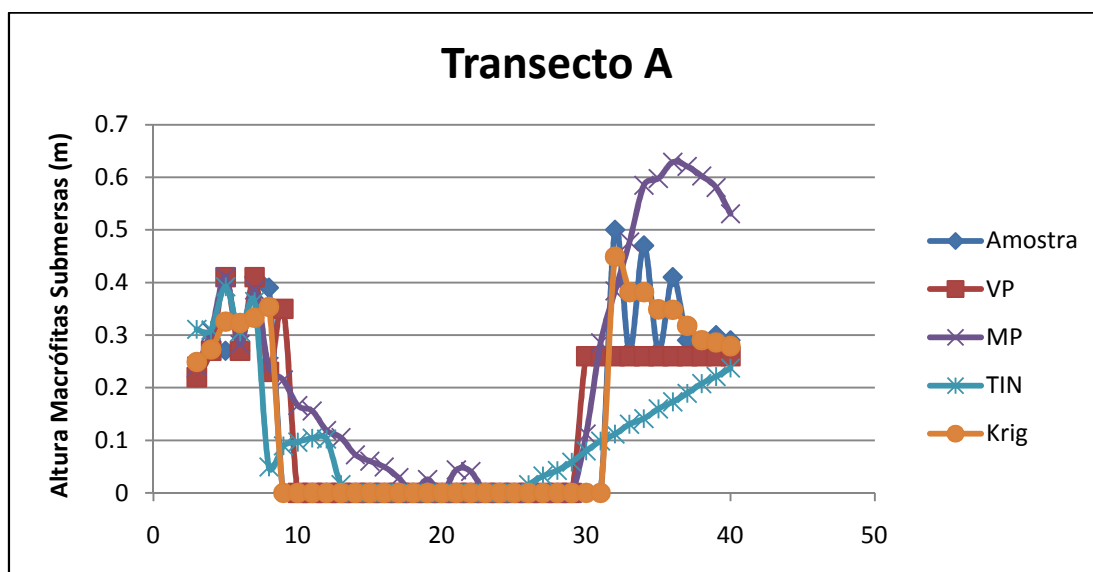


Figura 82 – Transecto A: Comparação entre valores dos interpoladores (Krig – Krigagem ordinária, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra)

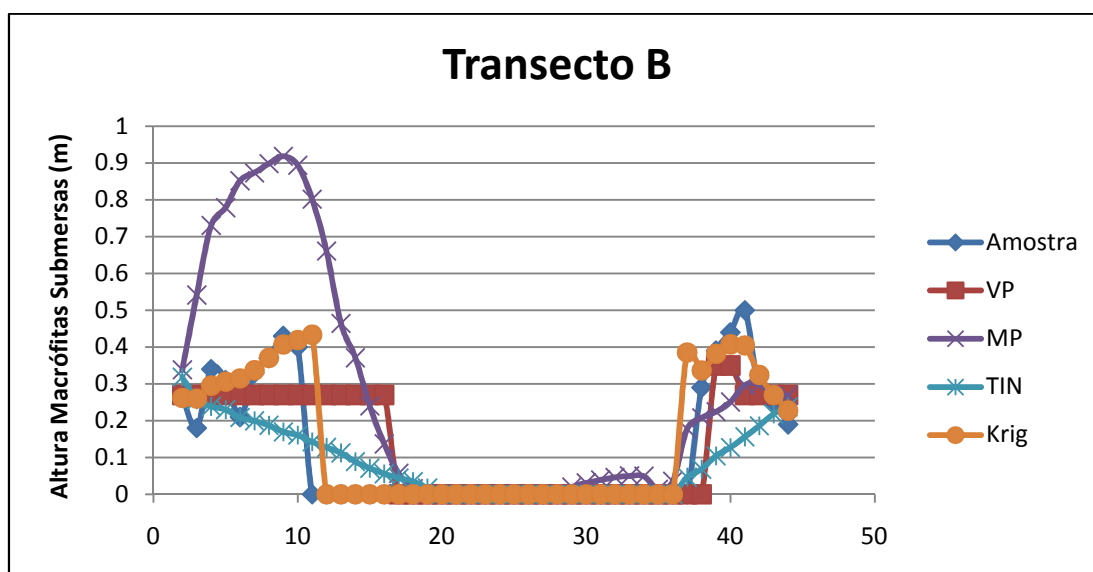


Figura 83 – Transecto B: Comparação entre valores dos interpoladores (Krig – Krigagem ordinária, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra)

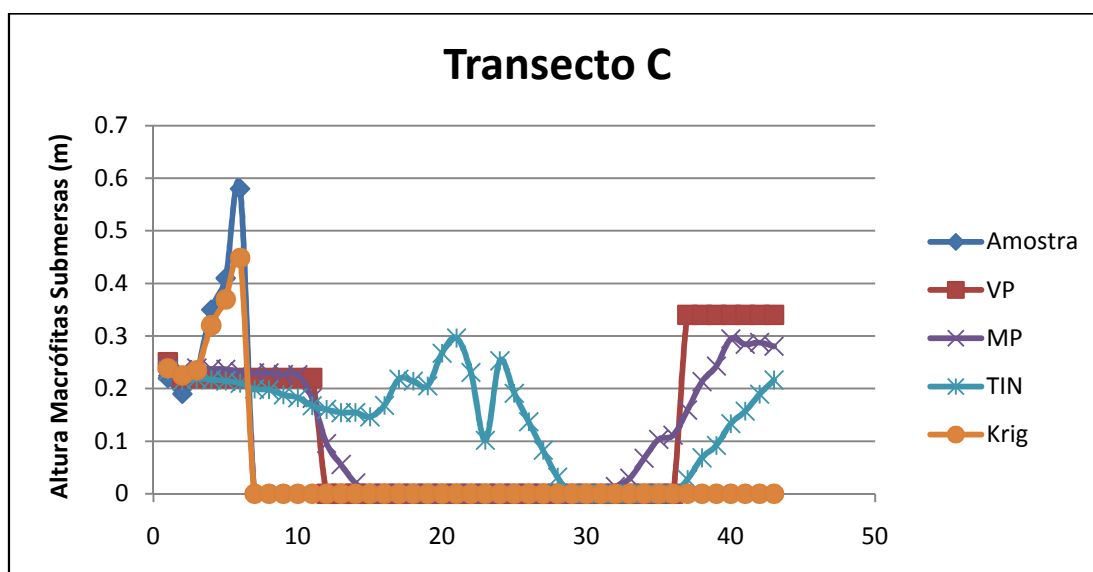


Figura 84 – Transecto C: Comparação entre valores dos interpoladores (Krig – Krigagem ordinária, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra)

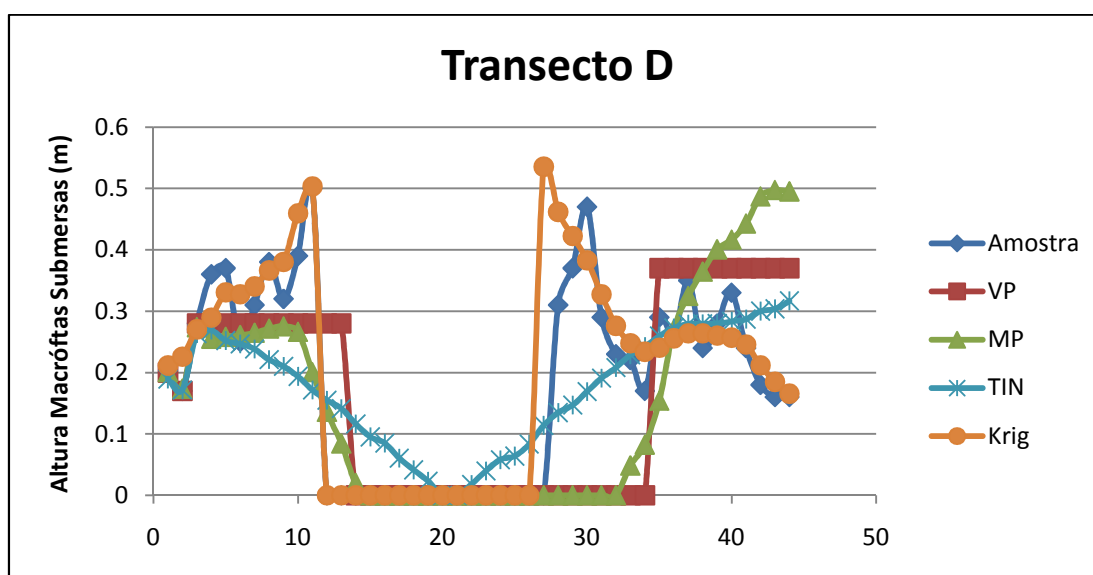


Figura 85 – Transecto D: Comparação entre valores dos interpoladores (Krig – Krigagem ordinária, MP – Média ponderada e TIN – Triangulação com ajuste linear) e dos elementos amostrais (Amostra)

Observa-se que a interpolação por Krigagem ordinária foi a que apresentou melhores resultados. Os transectos desse interpolador apresentaram valores mais próximos da realidade. Para se ter uma avaliação numérica e comparar os resultados adotou-se o procedimento da equação 9 (Tabela 13).



Tabela 13 – EQM dos interpoladores em relação à amostra

<b>EQM</b>	<b>VP</b>	<b>MP</b>	<b>TIN</b>	<b>Krig</b>
Transecto A	0.019297	0.025835	0.023458	0.008805
Transecto B	0.015472	0.084783	0.014656	0.008662
Transecto C	0.028737	0.021119	0.025951	0.000497
Transecto D	0.025002	0.027657	0.013152	0.008447
<b>Total</b>	<b>0.088509</b>	<b>0.159393</b>	<b>0.077218</b>	<b>0.026411</b>

Os valores do Erro Quadrático Médio confirmaram o que já havia sido constatado na análise visual dos transectos. Ou seja, dos procedimentos de inferência espacial de macrófitas submersas utilizados no presente trabalho, o que apresentou melhores resultados foi o que utilizou a geoestatística (Krigagem Ordinária).

#### 4.4.4. Conclusão

A análise dos semivariogramas proporcionou incremento do conhecimento relacionado a métodos de inferência e delineamento amostral em levantamentos ecobatimétricos. Observou-se que o alcance é menor no sentido perpendicular à margem sendo necessária uma densidade amostral maior nesse sentido para viabilizar a interpolação.

Os resultados da inferência espacial por krigagem mostrou que a geoestatística é uma técnica que apresentou resultados satisfatórios comparados aos interpoladores convencionais utilizados no presente trabalho.

Outro resultado importante foi a utilização da krigagem não diretamente nos valores da amostra, mas sim nos resíduos da análise de regressão, pois com isso foi possível retirar a tendência e melhorar os resultados.

Finalmente, recomenda-se que em trabalhos futuros seja realizada uma amostragem mais densa da área de estudo para avaliar e aprimorar o delineamento amostral o qual constitui o aspecto mais crítico do processo.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

A utilização de interpolação linear por meio da triangulação (TIN) da amostra obtida com o ecobatímetro mostrou ser suficiente para representar de maneira adequada o relevo submerso (Batimetria) da área de estudo. Por meio de elementos amostrais não utilizados na interpolação foi possível constatar essa afirmação.

A análise espacial, por meio de estimador Kernel e análises de autocorrelação (Global e local), mostrou que a dependência espacial é uma variável que deve ser levada em consideração, pois os agrupamentos são evidentes. Pode-se dizer que a presença da vegetação submersa favorece o surgimento de novas plantas em sua vizinhança.

Constatada a dependência espacial da variável de interesse, optou-se por se utilizar técnicas de geoestatística na inferência espacial. Na análise inicial, por meio dos semivariogramas, pôde-se observar que o alcance é menor no sentido perpendicular à margem sendo necessária uma densidade amostral maior nesse sentido para viabilizar a interpolação. Assim, pode-se dizer que na inferência espacial por meio de dados de ecobatímetro, o levantamento deve ser realizado, preferencialmente, no sentido margem-margem, ou seja, transversal à direção do rio.

Os resultados da inferência espacial por krigagem mostrou que a geoestatística é uma técnica que apresentou menores desvios quando comparados aos interpoladores convencionais. Outro resultado importante foi a utilização da krigagem não diretamente nos valores da amostra, mas sim nos resíduos da análise de regressão, pois com isso foi possível retirar a tendência e melhorar os resultados de inferência.

A utilização de sensoriamento remoto (Imagem de alta resolução espacial) na tentativa de detectar vegetação submersa também forneceu informações importantes. Por meio de técnicas de classificação de imagem foi possível detectar uma pequena parcela da região infestada por macrófitas submersas. Além disso, a análise estatística multivariada mostrou que a resposta espectral da imagem utilizada não foi capaz de diferenciar as regiões, não classificadas, com presença de vegetação aquática submersa das sem essa vegetação.

Observou-se que há uma região de sobreposição entre as classes A (Com macrófita submersa e detectada na imagem) e B (Com macrófita submersa e não detectada na imagem), o que indica que há regiões com a mesma altura da coluna de

água com respostas espectrais diferentes. Assim, recomenda-se que a relação entre a resposta espectral de imagens de alta resolução espacial e a altura da coluna de água seja mais pesquisada.

Com relação à análise dos perfis da relação entre profundidade e altura das macrófitas, dos resultados da inferência espacial e das observações em campo, pôde-se concluir que a radiação eletromagnética é limitante para as espécies de macrófitas submersas da área estudada (*E. densa* e *E. najas*) somente quando a disponibilidade de radiação é muito escassa. Com isso, a hipótese inicial de que a vegetação submersa é altamente correlacionada com a profundidade não foi verificada. Assim, não se pode dizer que o crescimento (altura) das macrófitas seja proporcional à disponibilidade de radiação, pois há vários outros fatores limitantes que precisam ser melhores avaliados.

No geral, com os resultados obtidos houve um acréscimo significativo no conhecimento relacionado à distribuição espacial de macrófitas submersas, especificamente da *Egeria densa* e *Egeria najas*. Além disso, o uso dos procedimentos adotados para mapeamento da altura das macrófitas submersas pode ser aplicado em outras regiões e com isso pode contribuir na gestão dos reservatórios, subsidiando o entendimento do ecossistema local para elaborar uma estratégia de ação para conter a proliferação indesejada desse tipo de vegetação aquática.

Uma possibilidade para trabalhos futuros é que seja realizada uma amostragem mais densa da área de estudo para avaliar diferentes estratégias de amostragem e testar outros interpoladores e técnicas de inferência espacial. Com uma densa malha de pontos pode-se alterar o tamanho da amostra de inferência e avaliá-los com segurança.

Outra recomendação é que o comportamento espectral da macrófita imersa no seu meio seja mais pesquisado para avaliar melhor os limites das imagens de sensoriamento remoto com objetivo de correlacionar sua resposta espectral com essas macrófitas. Outras variáveis, principalmente as relacionadas com radiação subaquática, precisam ser melhor analisadas juntamente com o desenvolvimento das macrófitas submersas.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

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

ANSELIN, L. **Exploring Spatial Data with GeoDa™ : A Workbook**. Spatial Analysis Laboratory. Department of Geography. University of Illinois. Center for Spatially Integrated Social Science, 2005.

BAILEY, T. C.; GATRELL, A. C. **Interactive spatial data analysis**. New York: Prentice-Hall, 1995.

BINI, L. M.; THOMAS, S. M. Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay). **Aquatic Botany - Elsevier**. Volume 83, Novembro 2005, Pag 227-238.

BIOSONICS, Inc. **Web Site**. Disponível em: <<http://www.biosonicsinc.com/>>. Acesso: 29/03/2010.

CÂMARA, G.; CARVALHO, M. S.; CRUZ, O. G.; CORREA, V. Análise espacial de áreas. In: **Análise espacial de dados geográficos**. Editores Técnicos: DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004a.

CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M.; DRUCK, S.; CARVALHO, M. S. Análise espacial e geoprocessamento. In: **Análise espacial de dados geográficos**. Editores Técnicos: DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004b.

CAMARGO, E. C. G. **Desenvolvimento, implementação e teste de procedimentos geoestatísticos (krigagem) no Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (SPRING)**. 1997. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/teses/eduardo>>. Acesso: 30/06/2010.

CAMARGO, E. C. G.; FUCKS, S. D.; CÂMARA, G. Análise espacial de superfícies. In: **Análise espacial de dados geográficos**. Editores Técnicos: DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004.

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**, Edição Especial, v.21, p. 43-52, 2003.

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

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2º Edição. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 1998.

FELGUEIRAS, C. A. Modelagem Numérica de Terreno. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C. MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 2001. Disponível em < <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/>>. Acesso em 20 de maio de 2009.

FERREIRA, N. J. **Aplicações ambientais brasileiras dos satélites NOAA e TIROS-N**. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2004.

FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS SA. **Web site**. Disponível em: <<http://www.furnas.com.br>>. Acesso: 05/01/2009.

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

IENILUCCI, E. J. **Using MODTRAN: predicting sensor-reaching radiance**. Chester F. Carlson Center for Imaging Science. Rochester Institute of Technology, 2007.

INPE. **Web Site**. Manuais – Tutorial de Geoprocessamento. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/tutorial/index.html>>. Acesso: 07/06/2010.

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

JÄGER, P.; PALL, K.; DUMFARTH, E. A method of mapping macrophytes in large lakes with regard to the requirements of the Water Framework Directive. **Limnologia**, v. 34, p. 140 - 146, 2004.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução: EPIPHANIO, J. C. (coordenador); FORMAGGIO, A. R.; SANTOS, A. R.; RUDORFF, B. F. T.; ALMEIDA, C. M.; GALVÃO, L. S. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied multivariate statistical analysis**. 6ª Edição. Delhi (India): Pearson Education, 2007.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos**. São Paulo: Editora UNESP, 1998.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos**. 2ª Edição. São Paulo: Editora UNESP, 2003.

LANDIM, P. M. B. **Introdução aos métodos de estimação espacial para confecção de mapas**. Departamento de Geologia Aplicada – IGCE. Lab. Geomatématica. Texto Didático 02. Rio Claro: UNESP, 2000.

LIMA, D. L. **Sensoriamento remoto e geoestatística na caracterização espaço-temporal de plantas aquáticas**. 2006. 99p. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) – Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente – SP, 2006.

LIMA, D. L.; GALO, M. L. B. T.; IMAI, N. N. Aplicação do modelo de cores IHS na detecção de plantas aquáticas imersas. In: **Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto**, XII, Anais, 2005. Goiânia: 16-21 Abr 2005, INPE, p. 4115-4122.

LURTON, X. **An introduction to underwater acoustics: principles and applications**. London; Berlin; Heidelberg; New York; Barcelona; Hong Kong; Milan; Paris; Santa Clara; Singapore; Tokyo: Springer; Chichester, UK: Praxis Publ., 2002.

MACRÓFITAS. **Web site**. Pesquisa e desenvolvimento – Plantas aquáticas (UHE Americana - SP). FCA/UNESP Botucatu – SP. CPFL - Companhia Paulista de Força e Luz. Disponível em: <[www.macrofitas.com.br](http://www.macrofitas.com.br)>. Acesso:05/06/2009.

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.; MUSTAFÁ, A. L.; TANAKA, R. H. Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia. In: Thomaz, S. M.; Bini, L. M. (Editores). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003.

MARTINS, D.; CARDOSO, L.R.; MORI, E.S.; TANAKA R.H. Caracterização genética de acessos de egéria (*Egeria spp.*) coletados no estado de São Paulo utilizando RAPD. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v.21, p.1-6, 2003.

MARTINS, D.; PITELLI, R. A.; TOMAZELLA, M. S.; TANAKA, R. H.; RODRIGUES, A. C. P.; Levantamento da infestação de plantas aquáticas em porto primavera antes do enchimento final do reservatório. **Planta Daninha**, Edição Especial, Viçosa-MG, v.27, p. 879-886, 2009.

MIGUENS, A. P. **Navegação: a ciência e a arte**. Volume III – Navegação eletrônica e em condições especiais. 2000. Disponível em: <[http://www.mar.mil.br/dhn/bhmn/publica\\_manualnav3.html](http://www.mar.mil.br/dhn/bhmn/publica_manualnav3.html)>. Acesso: 17/05/2010.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.

PEBESMA, E. J. **Gstat user's manual**. Departamento de geografia física. Universidade de Utrecht University. Holanda, 1992. Disponível em: <<http://www.gstat.org/gstat.pdf>> Acesso: 17/01/2011.

PEREIRA FILHO, W. **Influência dos diferentes tipos de uso da terra em bacias hidrográficas sobre sistemas aquáticos da margem esquerda do reservatório de Tucuruí – Pará**. 2000. 136p. Tese (Doutorado em Geografia Humana) – Universidade de São Paulo, SP, 2000.

PEREIRA, A. C. F.; GALO, M. L. B. T.; VELINI, E. D.; NOVO, E. M. L. M. Amostragem em corpos d'água: definição de elementos amostrais, posicionamento e coleta de dados "in situ". In: **II Simpósio brasileiro de geomática e V Colóquio brasileiro de ciências geodésicas**, Presidente Prudente, 2007, p. 866- 874.

PITELLI, R. L. C. M. **Abordagens multivariadas no estudo da dinâmica de comunidades de macrófitas aquáticas**. 2006, 59 p. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Estadual Paulista, Botucatu - SP, 2006.

PITELLI, R. L. C. M.; TOFFANELI, C. M.; VIEIRA, E. A.; PITELLI, R. A.; VELINI, E. D. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v.26, n. 3, p. 473-480, 2008.

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. 140p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP, 2006.

SCHOWENGERDT, R. A. **Remote Sensing: Models and methods for image processing**. 3ª Edição. London: Academic Press, 2007.

THOMAZ, S. M. Fatores que afetam a distribuição e o desenvolvimento de macrófitas aquáticas em reservatórios: uma análise em diferentes escalas. In: **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ª Edição. Org.: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. São Carlos – SP: Editora RiMa, 2006.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidas no Brasil. In: Thomaz, S. M.; Bini, L. M. (Editores). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. **Acta Limnológica**. Campinas – SP, v. 10 (1), p. 103 – 116, 1998.

THOMAZ, S. M.; CHAMBERS, P. A.; PIERINI, S. A.; PEREIRA, G. Effects of phosphorus and nitrogen amendments on the growth of *Egeria najas*. **Aquatic Botany**, Volume 86, p. 191-196, 2006.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

URICK, R. J. **Principles of underwater sound**, 2nd ed. New York: McGraw Hill Book Company, 1975.

VELINI, E. D. Controle de plantas daninhas aquáticas. In: **XXII Congresso brasileiro da ciência das plantas daninhas**, 2000, Foz de Iguaçu. Anais do XXII Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas, 2000. v. 22. p. 137-147.

WANG, H. Z.; WANG, H. J.; LIANG, X. M.; NI, L. Y.; LIU, X. Q.; CUI, Y. D. Empirical modelling of submersed macrophytes in Yangtze lakes. **Ecological Modelling**, v.188, p. 483 – 491, 2005.

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

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