

**DINÂMICA DE UM AMBIENTE ESTUARINO A PARTIR DE DADOS
ESPECTRAIS, O ESTUDO DE CASO SINÓTICO DA BAÍA DE
GUANABARA, EM UM PERÍODO SECO.**

Fernanda Silva Soares

Orientadores: Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto

Prof. Dr. Rafael Silva de Barros

Prof. Dr. Gustavo Vaz de Melo

TESE DE DOUTORADO

Niterói

2017

**DINÂMICA DE UM AMBIENTE ESTUARINO A PARTIR DE DADOS
ESPECTRAIS, O ESTUDO DE CASO SINÓTICO DA BAÍA DE
GUANABARA, EM UM PERÍODO SECO.**

Fernanda Silva Soares

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense, como requisito para obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.). Área de concentração: Biogeoquímica Ambiental

Aprovada em 31 de janeiro de 2017.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto– Orientador
Universidade Federal Fluminense (UFF/PPDOT)

Prof. Dr. Milton Kampel
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE/COT-DSR)

Prof. Dr. Eduardo Negri de Oliveira
Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ/FAOC)

Prof.(a). Dr(a). Carla Bernadete Madureira Cruz
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ/PPGG-IGEO)

Prof. Dr. Mauro Antônio Homem Antunes
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ/Dep. de Engenharia)

Prof.(a). Dr(a). Cristiane Nunes Francisco
Universidade Federal Fluminense (UFF/DAG-IGEO)

S676

Soares, Fernanda Silva

Dinâmica de um ambiente estuarino a partir de dados espectrais: o estudo de caso sinótico da Baía de Guanabara, em um período seco / Fernanda Silva Soares. – Niterói : [s.n.], 2017.
142 f.

Tese (Doutorado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra) –
Universidade Federal Fluminense, 2017.

1.Estuário. 2.Sensoriamento remoto. 3.Baía de Guanabara.
4.Material particulado em suspensão. I.Título.

CDD 621.3678098153

“Não é o mais forte que sobrevive. Nem o mais inteligente. Mas o que melhor se adapta às mudanças”.

Charles Darwin

“Eu faço parte dos que pensam que a Ciência é belíssima. Um cientista em um laboratório não é apenas um técnico, ele é também uma criança diante de fenômenos naturais que o impressionam como um conto de fadas”.

Marie Curie

“O ser humano vivencia a si mesmo, seus pensamentos como algo separado do resto do universo - numa espécie de ilusão de ótica de sua consciência. E essa ilusão é uma espécie de prisão que nos restringe a nossos desejos pessoais, conceitos e ao afeto por pessoas mais próximas. Nossa principal tarefa é a de nos livrarmos dessa prisão, ampliando o nosso círculo de compaixão, para que ele abranja todos os seres vivos e toda a natureza em sua beleza. Ninguém conseguirá alcançar completamente esse objetivo, mas lutar pela sua realização já é por si só parte de nossa liberação e o alicerce de nossa segurança interior”.

Albert Einstein

Agradecimentos

Agradeço à Natureza por ser tão perfeita, me trazendo alegria, paz e equilíbrio. Ao oceano por me renovar as forças. E à Baía de Guanabara, presente em minha vida desde que nasci, sempre a observei e sempre me proporcionou belas paisagens, momentos felizes e muita reflexão.

Ao meu pai Gerardo, minha força, apoio e inspiração, que está sempre ao meu lado incondicionalmente, meu amor eterno!

À minha mãe Katia, que me deu a vida e sempre me estimulou a ser independente e a estudar.

À Tia Claudia, pelo carinho, amizade, preocupação, mimos e cuidados ao longo do caminho. Você é uma flor delicada e perfumada em minha vida!

Ao meu vô Oswaldo e a minha vó Rosa (*in memoriam*) pelo carinho e boas lembranças da infância. Vovó sempre me dava uma rosa no dia dos professores. Todo dia dos professores lembro da senhora com muita alegria!

Aos meus irmãos, pelas risos, carinhos e parceria sempre.

À Cléia, querida mãedra, que me mima e apóia tanto.

Ao André Cuzatis (*in memoriam*), pelo apoio, carinho, companheirismo, compreensão, alegrias e muito amor nos anos que caminhamos juntos. Sempre com uma piada sarcástica no momento tenso, me fazendo rir. Com muita música, sensibilidade e mimos, sempre um grande companheiro, até o fim.

À Ludi, Nazaré e Luis, por se tornarem minha família e por me acolherem de forma tão doce. Vocês são pessoas incríveis!

Aos meus queridos amigos de infância, irmãos do coração, Juliana e André, pelo apoio, amizade, carinho e compreensão. À nossa linda pequena, Victória, por existir e tornar nossa vida mais leve e feliz. Sou muito feliz por ser sua madrinha!

À Évile, minha amiga-irmã que sempre está ao meu lado e que sempre posso contar. Sempre me entende, briga comigo, sempre pensando no meu bem. Sempre estaremos conectadas pelo amor.

À Carol, minha grande amiga e comadre, parceira total, irmã do coração! Sua amizade é fundamental em minha vida. Há tantos anos ao meu lado com seu apoio incondicional, companheira, parceira, nem tenho como definir com palavras tudo que você significa para mim. Ao Léozinho, meu afilhado lindo e gostoso, com seu sorriso incrível e energia infinita! Nosso pequeno príncipe!

À Nina, minha filha-gata linda, que só trouxe alegrias e muito amor para a minha vida! Transformou minha vida com seu companheirismo, dedicação, carinho e fofura, me fazendo refletir e entender melhor a mim mesma, me fazendo lembrar meu caminho e sonhos antigos. Ela é muito linda!

Ao Igor, por sempre um grande amigo e companheiro em momentos tão difíceis da minha vida. Sou eternamente grata por tudo e sempre estarei aqui para te ajudar. E, claro, pela ajuda imensa de informática, me salvando em diversos momentos críticos!

À Carol Furtado por sua amizade, apoio e compreensão, que nesses últimos anos foram fundamentais! Você me ensinou muita coisa sobre convívio e sobre mim mesma. Meu dia-a-dia é mais feliz com sua presença!

Aos meus queridos amigos do IFRJ/CDUC, especialmente a Aline, Carol e Rodrigo, companheiros, fiéis confidentes, sempre me apoiando incondicionalmente, sem julgamentos, sempre tornando minha vida mais leve, feliz e louca! “Porque todos somos seres humanos!” “Annabelle!”

Ao Alex, Gabi e Taisa, pela imensa amizade e companheirismo ao longo dessa jornada, tornando nosso doutorado mais leve e com muitas risadas. Fundamental esse grupo de apoio “amigos do perrengue!” Amigos que terei para a vida toda!

À Raíssa pela amizade e parceria nos trabalhos, nos campos, na vida.

Aos colegas do Laboratório Espaço de Sensoriamento Remoto (UFRJ), em especial à Ana Paula, pela grande ajuda no campo.

Ao Hélder, pelas discussões sempre muito produtivas e parceria intelectual.

Aos colegas do Lagemar, que me ajudaram e tornaram meu dia-a-dia mais leve, engraçado e com muito café! Em especial ao Rafael, Mauro, Allan, Valquíria, Paula, Aline e Fabrício. Vocês me acolheram de braços abertos e sempre estarão em meu coração.

Ao querido Zé, Prof. José Antônio Baptista Neto, que me estendeu a mão e me aceitou como orientanda sem nem me conhecer, me dando um voto de confiança e proporcionando todo esse meu crescimento profissional, pessoal e intelectual. E momentos de descontração maravilhosos!

Ao Gustavo Vaz Melo não existem palavras que possam expressar minha gratidão! Orientador incrível, grande amigo, exemplo de cientista, psicólogo nas horas vagas, imenso coração, sensibilidade e caráter. Uma das pessoas que mais admiro nessa vida. Agradeço por tudo que me ensinou e ensina! Hoje sou uma pessoa e profissional melhor e mais feliz por partilhar essa jornada com você. Quando o Zé te colocou em meu caminho não imaginei que estaria ganhando também um grande amigo para o resto da vida! Como falei...não existem palavras...

A Profa. Dra. Carla Madureira, minha mãe científica! Não tenho como te agradecer todo apoio, carinho, confiança e dedicação que teve por mim. Sem nem me conhecer, me ajudou a retornar a academia e a encontrar meu caminho. Meu carinho e amor por você são imensos! Espero um dia poder ajudar alguém como você me ajudou. Você é para mim um grande exemplo de pessoa, profissional, cientista, intelectual, de mulher!

Ao Rafa, Prof. Dr. Rafael Silva de Barros, que me orientou e sempre me ajudou, mesmo nos momentos mais tensos. Muito obrigada por todos os ensinamentos e toda a paciência nessa longa jornada! Outro grande exemplo para mim de profissional e pessoa.

Ao Prof. Dr. Mauro Antônio Homem Antunes (UFRRJ) por toda colaboração e paciência, nos ajudando no processo de correção atmosférica e esclarecendo dúvidas. Sempre muito gentil, atencioso e dedicado. Profissional, cientista e ser humano incrível que tive a honra de conhecer.

Ao Prof. Dr. Milton Kampel por integrar minha banca de doutorado. Pesquisador e Professor que sempre tive imensa admiração, é uma honra e uma alegria tê-lo em minha banca.

Ao Prof. Dr. Eduardo Negri por me ajudar a pensar vários aspectos de minha tese, me incentivar a dar continuidade a pesquisa e por participar enriquecendo minha banca de doutorado.

Ao Prof. Dr. Gilberto Pessanha e a Profa. Dra. Marli Cigagna, por terem me acolhido mesmo antes de começar o primeiro período da faculdade, por me ensinarem tanto, me darem tantas oportunidades e me mostrarem o amor pelo ensino. Vocês são incríveis!

A Profa. Dra. Cristiane Nunes Francisco por ter me iniciado nessa área que tanto gosto de trabalhar, por ter sido o início de tudo! Você facilitou muito minha jornada com tudo que me ensinou e com seu grande exemplo. Obrigada!

Ao Prof. Dr. Cleverson Guizan Silva por ter me apresentado ao Lagemar e por ser um professor incrível, tendo me mostrado, no meu primeiro período da faculdade, que as ciências da Terra são incríveis.

Ao Prof. Rogério Wanis, que no primeiro ano do ensino médio me mostrou a física, fazendo com que ela nunca mais saísse de minha vida. Obrigada pela amizade ao longo da minha vida, sempre um anjo por perto em todos os momentos. Obrigada pelo incentivo para fazer o concurso para o IFRJ e para o doutorado. Sua amizade sempre foi e sempre será fundamental na minha vida.

À todos da secretaria do PPDOT-UFF, especialmente a Laressa e Maristela, por toda ajuda, compreensão, boa vontade e paciência ao longo dessa jornada.

Aos meus alunos que sempre me estimularam a aprender mais, que sempre me ensinam muito, me fornecem ótimos momentos de descontração, que são o motivo de tudo isso!

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), por ter possibilitado minha dedicação maior a pesquisa. Especialmente ao Prof. Pedro Paulo, por toda a ajuda e compreensão!

Ao Programa de Pós Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (UFF/PPDOT).

Ao Laboratório Espaço de Sensoriamento Remoto e Estudos Ambientais (UFRJ/PPGG) pelo apoio dado neste trabalho.

A todos que vivenciaram a minha ausência e esquecimentos e souberam compreender isso.

Resumo

O presente trabalho tem como objetivo extrair informações sinóticas sobre a dinâmica dos materiais na Baía de Guanabara, que é um ambiente altamente degradado e modificado por atividades antrópicas. Para tal foi usada a imagem OLI (*Operational Land Imager*)/Landsat 8, do dia 05 de junho de 2015, mesma data da coleta de campo, com situação de maré vazante e período seco, sendo feita a correção atmosférica, classificação e regressão linear múltipla. Os resultados mostraram que a correção atmosférica é fundamental para estudos que visam extrair informações físicas da imagem, principalmente na água e a importância do uso do mesmo modelo de correção atmosférica para evitar discrepância de dados. Através da classificação orientada a objeto, observou-se um padrão de distribuição das águas, destacando-se um gradiente lateral leste-oeste, águas diversas a nordeste, a noroeste e no canal central. A regressão linear mostrou que as maiores concentrações de material particulado em suspensão (MPS) estão associadas às plumas dos seus tributários mais importantes, situados na região mais interna. Já no canal central foram verificadas as menores concentrações, com a presença de um gradiente leste-oeste significativo, com a concentração de MPS aumentando em direção às margens da baía. Destacou-se também a diminuição da concentração de MPS em direção à área costeira, mostrando o papel de sumidouro da baía, durante o período da amostragem. Com base nos resultados obtidos, verificou-se a grande eficácia de se utilizar técnicas do sensoriamento remoto para a compreensão do padrão de distribuição do MPS e compartimentação dos tipos de água.

Palavras-chave: estuário, sensoriamento remoto, material particulado em suspensão, Baía de Guanabara.

Abstract

The aims of this work to extract synoptic information about the dynamics of materials in Guanabara Bay, which is a highly degraded environment and modified by anthropic activities. The OLI / Landsat 8 image, from the date of the field work, with an ebb tide and a dry period, was used for this purpose, with atmospheric correction, classification and multiple linear regression. The results showed that atmospheric correction is essential for studies aimed to extract physical information from the image, mainly in water, and also shows the importance of using the same atmospheric correction model in order to avoid data discrepancy. Through object-oriented classification, a water distribution pattern was observed, emphasizing a east-west lateral gradient, several distinct waters at northeast, northwest and at the central channel. The regression showed that the highest concentrations of suspended particulate matter (SPM) are associated with the plumes of their most important tributaries located in the innermost region. The lowest concentrations were measured in the central channel, with the presence of a significant east-west gradient, with the concentration of SPM increasing towards the banks of the bay. It was also highlighted the decrease of the SPM concentration towards the coastal area, showing the role of the sink in the bay during the sampling period. Based on the results obtained, it was verified the great effectiveness of using remote sensing techniques to understand the distribution pattern of SPM and compartmentalization of water types.

Keywords: estuary, remote sensing, suspended particulate matter, Guanabara Bay.

Lista de Figuras

FIGURA 2.1: Janelas Atmosféricas: são regiões do espectro eletromagnético onde a atmosfera quase não afeta a energia eletromagnética, isto é, a atmosfera é transparente à energia eletromagnética proveniente do Sol ou da superfície terrestre.	29
FIGURA 2.2. Imagem em falsa cor do sensor OLI utilizada no trabalho.	35
FIGURA 2.3: Comparação dos valores de reflectância, nas amostras de água com pouco sedimento, em cada banda do OLI/Landsat 8, das imagens: original sem correção, corrigida pelo ATCOR2, ATMCOR4OLI, ATCOR e USGS.	40
FIGURA 2.4. Absorção e Espalhamento da água pura.	41
FIGURA 2.5: Comparação dos valores de reflectância (em %), nas amostras de água com sedimento, em cada banda do OLI/Landsat 8, das imagens: original sem correção, corrigida pelo ATCOR2, ATMCOR4OLI, ATCOR e USGS.	43
FIGURA 2.6. Reflectância espectral medida in situ de águas claras com concentrações variáveis de 0 a 1000 mg/l de argila (gráfico a) e silte (gráfico b).	44
FIGURA 2.7: Comparação dos valores de reflectância (em %), nas amostras de vegetação, em cada banda do OLI/Landsat 8, das imagens: original sem correção, corrigida pelo ATCOR2, ATMCOR4OLI, ATCOR e USGS.	46
FIGURA 2.8: Espectro Padrão de Reflectância da Vegetação Sadia.	47
FIGURA 2.9: Comparação dos valores de reflectância (em %), nas amostras de solo exposto, em cada banda do Landsat 8, das imagens: original sem correção, corrigida pelo ATCOR2, ATMCOR4OLI, ATCOR e USGS.	49
FIGURA 2.10: Curva espectral de um solo arenoso e de um solo argiloso e a variação do conteúdo de umidade, mostrando as bandas de absorção da água em 1,4, 1,9 e 2,7 μm .	50
FIGURA 2.11: Interferência do óxido de ferro na curva espectral de um solo franco-arenoso.	51
FIGURA 3.1: Área de estudo: Baía de Guanabara / RJ.	57
FIGURA 3.2: Visão esquemática do método de trabalho adotado.	62
FIGURA 3.3: Gráficos da Validação da correção atmosférica analisando o comportamento espectral de quatro alvos, antes e depois da correção.	63
FIGURA 3.4: Composição colorida com contraste super saturado e segmentação da imagem com fator de escala 50.	65
FIGURA 3.5: Temperatura média e Total pluviométrico de 11 dias, em estações situadas na bacia da Baía de Guanabara.	68

FIGURA 3.6: Maré da Baía de Guanabara/RJ, de um dia antes até um dia depois da coleta de campo. Os pontos em azul são as máximas da maré enchente e as mínimas da maré vazante. O ponto vermelho destacado é o momento do imageamento pelo satélite OLI/Landsat 8 na baía no dia 05/06/2015 (9:51h). Os pontos destacados em laranja são o horários de início (7:20h) e o fim da coleta (11:00h).	69
FIGURA 3.7: Amostras coletadas para a realização da classificação.	72
FIGURA 3.8: Valores mínimos e máximos de reflectância nas bandas 1 a 7 por classe de água e banco de lama.	75
FIGURA 3.9: Valores de reflectância de cada amostra por classe de água.	77
FIGURA 3.10: Valores de reflectância de cada amostra da classe banco de lama.	79
FIGURA 3.11: Classificações realizadas na imagem do sensor OLI do dia 05/06/2015.	80
FIGURA 3.12: Estimativa do limite da pluma, em duas faixas de diluição, considerando-se apenas os componentes ópticamente ativos, através da composição colorida (8/3/4) da imagem do sensor OLI/Landsat 8, do dia 05/06/2015. A linha amarela pontilhada demarca a primeira faixa, com mais MPS e a linha vermelha marca o segundo limite da pluma de sedimentos, bem diferenciados na imagem.	83
FIGURA 3.13: Batimetria da Baía de Guanabara/RJ.	86
FIGURA 3.14: Razão da B4 pela B5 (Clorofila-a).	89
FIGURA 3.15: Classificação 1 dos tipos de água da Baía de Guanabara/RJ no dia 05/06/2015.	95
FIGURA 3.16: Árvore de decisão gerada pela classificação 1.	97
FIGURA 4.1: Localização da área de estudo - Baía de Guanabara/RJ.	104
FIGURA 4.2: Fluxograma do procedimento metodológico adotado no trabalho.	106
FIGURA 4.3: Pontos de coleta, do dia 05/06/2015, na Baía de Guanabara/RJ. Os pontos foram agrupados em quatro classes, de acordo com a localização das amostras. Em vermelho, as amostras da boca da baía, com menor quantidade de MPS. Em verde, as amostras da área central da baía, caracterizadas por grande mistura de tipos de água. O fundo da baía foi dividido em duas áreas, por terem aportes e características diferentes de MPS, sendo as em amarelo do nordeste e aquelas em rosa do norte-noroeste.	107
FIGURA 4.4: Laboratório de Sedimentologia da UFF e kit de filtragem.	108
FIGURA 4.5: Filtros após a filtragem da água coletada em 26 pontos da Baía de Guanabara/RJ.	109
FIGURA 4.6: Gráficos de dispersão entre valores de MPS coletado in situ e de reflectância por banda. Os dados em azul indicam a regressão entre o MPS e os	111

valores de reflectância em todos os pontos coletados. Em vermelho, a regressão entre o MPS e os pontos coletados, excluindo os pontos de 16 a 20.

FIGURA 4.7: Bacia de drenagem da Baía de Guanabara/RJ. 114

FIGURA 4.8: Maré da Baía de Guanabara/RJ, de um dia antes até um dia depois da coleta de campo. Os pontos em azul são as máximas da maré enchente e as mínimas da maré vazante. O ponto vermelho destacado é o momento do imageamento pelo satélite OLI/Landsat 8 na baía no dia 05/06/2015 (9:51h). Os pontos destacados em laranja são o horários de início (7:20h) e o fim da coleta (11:00h). 115

FIGURA 4.9: Bacia de drenagem da Baía de Guanabara/RJ, dividida em quatro áreas de influência. 117

FIGURA 4.10: Valores de reflectância por banda nos pontos de coleta. 118

FIGURA 4.11: Concentração de MPS nos pontos de coleta na Baía de Guanabara, dividida em 4 grandes áreas: em vermelho a entrada; em verde o meio; em amarelo o fundo a nordeste e em rosa o fundo a noroeste. 119

FIGURA 4.12: Pontos amostrais excluídos da análise de regressão. 121

FIGURA 4.13: Regressão linear entre o MPS estimado pela regressão, com base na reflectância, e o MPS obtido pela coleta de campo, com exclusão dos pontos 16 a 20. 124

FIGURA 4.14: Mapa da concentração de MPS (mg L⁻¹), na Baía de Guanabara/RJ, a partir da aplicação da equação da regressão linear múltipla, obtida através dos pontos de coleta 1 a 15 e 21 a 26 e dos dados de reflectância das bandas 2, 3 e 8, do OLI/Landsat8. 125

FIGURA 4.15: Principais rios, canais, ilhas e atividades antrópicas na Baía de Guanabara/RJ. 126

Lista de Tabelas

TABELA 2.1: Bandas espectrais do OLI/Landsat 8 utilizadas.	35
TABELA 2.2: Amostras escolhidas para a validação da correção atmosférica.	38
TABELA 3.1: Valores mínimos e máximos de reflectância, por banda, em amostras dos tipos de água e banco de lama.	71
TABELA 3.2: Valores mínimos e máximos de reflectância (%), por banda, em amostras dos tipos de água e banco de lama.	74
TABELA 3.3: Dados de entrada e descritores de cada classificação.	81
TABELA 4.1: Bandas do sensor OLI, a bordo do satélite Landsat 8 e comprimentos de onda abarcados.	109
TABELA 4.2: Testes de Regressão linear entre o MPS e reflectância. Em destaque, a regressão utilizada nesse trabalho. Com exclusão, são considerados os todos os pontos, exceto 16 a 20; Sem exclusão, são considerados todos os pontos de amostragem.	123

Lista de Equações

EQUAÇÃO 1: Relação entre a radiância e o ND para o OLI/Landsat 8.	31
EQUAÇÃO 2: Conversão dos valores de ND para reflectância de topo de atmosfera, para o OLI/Landsat 8.	31
EQUAÇÃO 3: Correção do ângulo solar, para o OLI/Landsat 8.	31
EQUAÇÃO 4: Índice de água por diferença normalizada modificado (MNDWI).	64
EQUAÇÃO 5: Relação semi-empírica para obter a vazão de água doce.	112
EQUAÇÃO 6: Taxa média de evapotranspiração.	112
EQUAÇÃO 7: Vazão da bacia de drenagem.	112
EQUAÇÃO 8: Equação de regressão múltipla linear para estimar valores de MPS na Baía de Guanabara, através dos valores de reflectância.	123

Lista de Abreviaturas e Siglas

R^2 – Coeficiente de Determinação

COAs – Constituintes Opticamente Ativos

OLI - Operational Land Imager.

USGS - U.S. Geological Survey

MPS – material particulado em suspensão.

ND - números digitais

TOA - top of atmosphere radiance.

6S - Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum

UTM - Universal Transversa de Mercator

WGS84 - World Geodetic System

TIF - Tagged Image File Format

CDOM - matéria orgânica dissolvida colorida

MNDWI - Modified Normalized Difference Water Index

NIR – Near Infrared

SWIR1 - shortwave infrared 1.

SWIR 2 - shortwave infrared 2.

PAN - pancromática

Sumário

I. INTRODUÇÃO	19
1.1 MOTIVAÇÃO E QUESTÃO CIENTÍFICA DA TESE	21
1.2 OBJETIVO	23
1.3 ORGANIZAÇÃO DA TESE	23
1.4 ESCOLHA DO SENSOR	24
II. CORREÇÃO ATMOSFÉRICA EM IMAGEM OLI/LANDSAT 8, REVISÃO TEÓRICA E AVALIAÇÃO METODOLÓGICA	25
RESUMO	25
2.1. INTRODUÇÃO	26
2.2. REVISÃO CONCEITUAL	27
2.2.1. Interferência atmosférica	27
2.2.2. Grandezas radiométricas	30
2.2.3. Conversão do nível digital	30
2.2.4. Resposta espectral da água limpa e da água com sedimentos.	31
2.2.5. Resposta espectral do solo.	33
2.2.6. Resposta espectral da vegetação.	34
2.3. MATERIAIS E MÉTODOS	34
2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	52

III. CLASSIFICAÇÃO SINÓTICA DOS DIFERENTES TIPOS DE ÁGUA NA BAÍA DE GUANABARA E SEU CONTATO COM O OCEANO ATLÂNTICO, NO PERÍODO SECO, COM SUPORTE DE DADOS DO SENSOR OLI/LANDSAT 8	55
RESUMO	55
3.1 INTRODUÇÃO	56
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS	62
3.2.1 PRÉ-PROCESSAMENTO DA IMAGEM	62
3.2.2 PROCESSAMENTO DE IMAGEM E CLASSIFICAÇÃO	64
3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
3.4.1 CONDIÇÕES HIDROGRÁFICAS DURANTE O EXPERIMENTO	67
3.4.2 DETERMINAÇÃO DAS CLASSES: TIPOS DE ÁGUA E BANCOS DE LAMA	70
3.4.3 CLASSIFICAÇÕES DOS TIPOS DE ÁGUA NA BAÍA	79
3.4.4 SIMILARIDADES ENCONTRADAS NAS CLASSIFICAÇÕES	81
3.4.4.1 ÁREA DE INFLUÊNCIA DA BAÍA DE GUANABARA NA ZONA COSTEIRA	81
3.4.4.2 DUAS CLASSES DE ÁGUA BEM DISTINTAS A NO E A NE	84
3.4.4.3 ÁGUA DA REGIÃO DO CANAL CENTRAL	85
3.4.4.4 ESTRUTURA HIDRODINÂMICA EM FORMA ELÍPTICA	87
3.4.5 RAZÕES DE BANDAS	88
3.4.6 CLASSIFICAÇÃO DESTACADA	90
3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	98
IV. DISTRIBUIÇÃO SINÓTICA DE MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO NA BAÍA DE GUANABARA/RJ, OBTIDAS COM O SENSOR OLI/LANDSAT 8	99
RESUMO	99

4.1 INTRODUÇÃO	100
4.2 ÁREA DE ESTUDO	103
4.3 MATERIAIS E MÉTODOS	105
4.3.1 COLETA DE CAMPO	106
4.3.2 ANÁLISE DE LABORATÓRIO	108
4.3.3 DADOS DA IMAGEM	109
4.3.4 PROCESSAMENTO DA IMAGEM E DADOS DE CAMPO	110
4.3.5 ESTIMATIVA DA VAZÃO	112
4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	112
4.4.1 VAZÃO FLUVIAL PARA A BAÍA E CONDIÇÃO DE MARÉ NO DIA DO CAMPO	112
4.4.2 COMPARTIMENTAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DA BAÍA DE GUANABARA/RJ	115
4.4.3 CONCENTRAÇÃO DE MPS E COMPORTAMENTO ESPECTRAL NOS PONTOS DE COLETA	117
4.4.4 ANÁLISE DA REGRESSÃO MÚLTIPLA LINEAR	120
4.4.5 DISTRIBUIÇÃO SINÓTICA DE MPS NA BAÍA DE GUANABARA	124
4.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	129
V. CONCLUSÕES	131
VI. RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES	132
VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	133

I

INTRODUÇÃO

Estuários são ambientes de grande interesse científico, onde suas características são constantemente modificadas por processos naturais de várias escalas de tempo e processos antrópicos oriundos de diversos setores da sociedade (DYER, 1997). Possuem importância histórica sendo um ambiente fundamental para o desenvolvimento da humanidade, com 60% das grandes cidades do mundo terem se desenvolvido em suas proximidades (MIRANDA et al., 2002). Por ser uma área propícia à instalação de portos, fértil, produzir matéria orgânica, ter uma abundante comunidade biológica, ser uma via de acesso para o interior do continente, facilitar atividades econômicas e lúdicas e por ter constante renovação de suas águas por conta da maré, sempre esteve relacionada ao crescimento econômico (DYER, 1997; MIRANDA et al., 2002).

Essas são algumas razões que revelam a importância de estudos sobre esse complexo sistema. Sendo ecossistemas de transição entre continente e oceano, são caracterizados pela mistura de água salina, do oceano e doce oriunda da rede de drenagem. A própria origem da palavra estuário faz referência a um ambiente extremamente dinâmico, que passa por frequentes mudanças devido a forçantes naturais, onde fatores físicos e químicos interferem nas características de suas águas (DYER, 1997).

O material particulado em suspensão (MPS) num sistema estuarino é transportado para diversas partes do estuário e para o oceano, sendo que parte deste material fica retido dentro ambiente. Por esse motivo, os ambientes estuarinos estão sujeitos a um alto grau de poluição e modificações de suas características naturais. O transporte do MPS num estuário é complexo em função da circulação e estratificação das águas (MIRANDA et al., 2002) e é o tipo de deslocamento de transporte de material que carrega maior volume de sedimento dentro de um estuário (PERILLO, 2003). Os ciclos de maré tornam essa dinâmica ainda mais complexa pois provocam ciclos contínuos de ressuspensão e deposição do material outrora depositado.

A Baía de Guanabara é um bom exemplo de um ambiente costeiro de transição, entre o continente e o oceano, que experimentou mudanças expressivas em suas características naturais a partir do crescimento de uma das maiores aglomerações urbanas no Brasil. Conhecer a distribuição de MPS em seu interior tem grande importância ambiental, já que associado ao MPS estão diversos poluentes, como por exemplo os metais pesados. Além disso, auxilia a estabelecer as zonas de acumulação e ressuspensão, tempo de residência, e exportação destes materiais para o oceano. Além da importância ambiental, o conhecimento sobre distribuição do MPS em um estuário é fundamental para a realização de obras, como de diques e portos, para o deslocamento

de embarcações, para o processo de urbanização, sendo assim, interfere em diversas atividades antrópicas (MIRANDA et al. 2002).

Diversos trabalhos estudaram a dinâmica de MPS dentro de um estuário em várias partes do mundo (CANCINO & NEVES, 1999; DOXARAN et al., 2002; DOXARAN et al., 2003; SHEN et al., 2006; ZHANG et al., 2014), no Brasil (RODRIGUES et al., 2009; MOREIRA, 2015) e, alguns, especificamente, na Baía de Guanabara (JICA, 1994; AMADOR, 1997; KJERFVE et al., 1997; MAYR, 1998; BAPTISTA NETO et al., 1999; BARROS, 2002; GUIMARÃES et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016). Alguns com foco na deposição do MPS e assoreamento do estuário (GODOY et al., 1998; CATANZARO et al., 2004; BARROS et al., 2003; FIGUEIREDO JR. et al., 2014), outros buscando compreender o papel desses sistemas como exportadores de MPS, nutrientes e poluentes para os oceanos (BAPTISTA NETO et al., 2006; BÉRGAMO, 2006; MELO et al., 2015; AGUIAR et al., 2016).

O uso do sensoriamento remoto vem se mostrando muito eficiente para compreender a dinâmica do MPS em vista de todas as vantagens que esta técnica proporciona, como: visão sinótica espacial, técnicas e algoritmos usados para gerar informações complementares, análises de séries temporais de grandes áreas, entre outros. A Baía de Guanabara se enquadra no caso específico de águas do caso-2, costeiras e interiores, onde a compreensão sobre o comportamento espectral é mais complexa pela presença do matéria orgânica colorida dissolvida (CDOM), partículas inorgânicas em suspensão e material fotossintético (MOREL & PRIEUR, 1977). Isso ocorre porque a resposta espectral da água é o reflexo da interação de todos esses materiais presentes em suspensão e dissolvidos entre si e com as moléculas da água. Diversos trabalhos utilizaram o sensoriamento remoto para extrair informações de águas costeiras e interiores a partir de dados espectrais da imagem (EGLER et al., 2003; CRUZ et al., 1998; BARROS, 2002; BARROS et al., 2003). Porém, há ampla demanda por mais pesquisas, estimulando o desenvolvimento de diversos produtos para atender às necessidades do uso desta técnica. A Baía de Guanabara é considerada neste trabalho como águas do caso-2, porque é constituída por uma complexa mistura das águas oceânicas com águas provenientes dos rios, com muita matéria orgânica e sedimentos. Sendo assim, a resposta espectral de suas águas da baía, dominada pelo CDOM, é o produto da interação entre o CDOM, sedimentos inorgânicos, material fotossintético, entre si e com as moléculas de água (MOREL & PRIEUR, 1977).

No caso de ambientes estuarinos, como a Baía de Guanabara, a extração de informações através de imagens de satélite é mais complicada, por ser água do caso-2, porém muito útil para os estudos nesses ambientes (MOREL & PRIEUR, 1977). Os sistemas estuarinos são muito dinâmicos, pois respondem rapidamente às mudanças hidrodinâmicas, e com isso, a concentração de MPS pode variar em poucas horas e até mesmo sazonalmente. Desta forma, um

método de estudo que possibilite e avalie a visão sinótica auxilia na compreensão dos processos que se ocorrem nestes ambientes.

Os estudos que usam dados de sensoriamento remoto trabalham com o processo de interação entre a radiação eletromagnética e os objetos sobre os quais se deseja extrair informações, no caso do presente trabalho, água estuarina. A atmosfera influencia a qualidade dos dados, através de processos de absorção e espalhamento, alterando a resposta espectral dos alvos. Por isso, é fundamental realizar a correção atmosférica da imagem para aumentar a precisão e confiabilidade dos dados. Entre os maiores desafios dos estudos que utilizam o sensoriamento remoto para estimar dados na água, destacam-se as diferenças de resultados entre modelos de correção atmosférica (PIMENTA et al., 2013). Além disso, a maior parte dos modelos não são voltados para correção de águas estuarinas. Sendo assim, é premente a análise de modelos de correção atmosférica para águas do caso-2.

A possibilidade de obter dados sinóticos na Baía de Guanabara, que possui grande extensão, com cerca de 400 km², rapidamente, com baixo custo e com capacidade de fornecer séries temporais de dados é viável com o uso de técnicas do sensoriamento remoto. Uma delas é a técnica de classificação em imagens de satélite, que a partir de dados espectrais é possível separar, agrupar e identificar alvos na superfície da terra.

Os dados espectrais de uma imagem de satélite, quando unidos a dados provenientes de coleta de campo, geram a possibilidade por meio de alguns pontos, de inferir a distribuição e a concentração de MPS em todo o espelho d'água. Desta forma, pode-se ter uma visão do caminho percorrido pelo MPS ao longo do ambiente, contribuindo para avaliação dos locais de entrada, deposição e ou exportação dos mesmos. Além disso, dependendo do volume de informação espacial e temporal de dados *in situ*, é possível gerar um modelo de distribuição de MPS, ou qualquer outro elemento opticamente ativo, no ambiente, tais como, CDOM, clorofila-a, sedimentos inorgânicos.

O presente trabalho buscou unir técnicas e métodos distintos para compreender a distribuição de MPS na Baía de Guanabara e contribuir para os estudos de sensoriamento remoto em ambientes estuarinos.

1.1.MOTIVAÇÃO E QUESTÃO CIENTÍFICA DA TESE

A Baía de Guanabara é uma das maiores baías do litoral brasileiro com área de, aproximadamente, 380 km² e devido à presença de diversas ilhas, um espelho d'água de 328 km². Em sua bacia hidrográfica encontram-se mais de 11 milhões de habitantes, concentrados em suas margens, especialmente, nas porções oeste/noroeste. Sendo assim, em seu entorno, localiza-

se a segunda região mais urbanizada do país, a região metropolitana do Rio de Janeiro (MELO, 2004).

Os impactos antrópicos na área são muito grandes por conta da grande densidade demográfica de seu entorno, do despejo de esgoto doméstico, resíduos industriais, de refinarias e de portos, do escoamento superficial urbano, da deposição atmosférica, do aumento do aporte de sedimentos, da construção de aterros, dentre outros. A falta de qualidade ambiental da baía acarreta perda na qualidade de vida da população de seu entorno, prejudicando também, atividades econômicas e sociais (CRUZ et al,1998; BARROS, 2002).

O material particulado em suspensão é todo material, mineral ou orgânico, em suspensão na coluna d'água, e se encontrado em grande quantidade pode ser um indicativo de poluição (BARROS, 2002; GIANNINI et al, 2009). Este parâmetro juntamente com outros dados pode servir para o cálculo da taxa de assoreamento. Além disso, ele pode ser analisado também pelas imagens orbitais, pois possui alta correlação com dados espectrais (GIANNINI et al, 2009). Pode também ser um indicador da distribuição das águas superficiais, poluentes e sedimentos, já que quando está em grandes concentrações e revela as áreas de maior aporte de sedimentos. Alguns materiais se agregam aos sedimentos, tais como os metais pesados podendo-se, então, inferir uma correlação entre eles. Possui profunda relação com a descarga de sedimentos oriundos da drenagem e dos esgotos, por isso, varia sazonalmente e de acordo com a precipitação no dia anterior (AMADOR, 1997; DIAS et al, 2008; MELO, 2004).

Aplicar a análise sinótica, com base em uma imagem orbital, auxilia a compreender o aporte de materiais e seu caminho ao longo da Baía de Guanabara. Além disso, contribui para verificar o papel da baía como sumidouro ou exportadora de materiais provenientes do continente para a região costeira. Para realizar essa análise, é recomendado que previamente se realize a correção atmosférica da imagem.

Todas as diferenças que existem na bacia de drenagem, diversos usos do solo, configuração da linha de costa, posicionamento das entradas de água doce em relação a de água marinha, existência de numerosas ilhas, transformam a Baía de Guanabara em um ambiente extremamente complexo. Diante do exposto, a questão científica subjacente desta tese pode ser colocada da seguinte forma: é possível usar o sensoriamento remoto para mostrar essa complexidade e identificar o caminho e destino de qualquer material que entra na Baía de Guanabara?

1.2.OBJETIVO

Utilizar diferentes técnicas de sensoriamento remoto para extrair informações acerca da dinâmica de um ambiente estuarino, a partir de dados espectrais do OLI/Landsat 8, aplicadas na Baía de Guanabara, durante um período seco.

Objetivos específicos:

- 1) Avaliar as respostas de modelos de correção atmosférica em imagens de satélite em alguns alvos, principalmente a água;
- 2) Gerar uma classificação sinótica, através de dados espectrais, dos diversos tipos de água presentes na Baía de Guanabara e em seu contato com o Oceano Atlântico;
- 3) Criar um mapa de distribuição do MPS a partir dos dados de campo e dos dados espectrais, com suporte de estatística.

1.3.ORGANIZAÇÃO DA TESE

Este trabalho possui um caráter multidisciplinar possibilitando uma análise integrada sobre a Baía de Guanabara/RJ, unindo dados provenientes de coletas em campo e analisados em laboratório, com dados oriundos de sensores orbitais. Para realizar essa pesquisa foi necessária a união de diversas áreas da ciência, tal como, oceanografia, sensoriamento remoto, estatística, física, dentre outras. Com isso foi criada a colaboração entre dois programas de pesquisa: o Laboratório Espaço de Sensoriamento Remoto (PPGG/UFRJ) e o Lagemar (PPDOT/UFF).

Está organizado em uma introdução, que é o capítulo um, seguida por três capítulos e uma conclusão. Os três capítulos seguintes à introdução foram redigidos em formato de artigo, possibilitando a publicação direta e a célere propagação do conhecimento científico.

O Capítulo 2 toca em uma questão fundamental para trabalhos de sensoriamento remoto, principalmente, quando o alvo é a água: a correção atmosférica. Este capítulo conta ainda com uma revisão conceitual sobre parâmetros físicos, métodos de correção e comportamento espectral de alguns alvos. Nele foi realizada a avaliação do produto gerado por quatro modelos de correção atmosférica, ATCOR, ATCOR2, 6S (ATMCOR4OLI) e USGS.

No Capítulo 3a técnica da classificação espectral em imagens de satélite, com mineração de dados, é testada em um ambiente estuarino complexo, a Baía de Guanabara, para delimitar seus diferentes tipos de água, usando os dados provenientes de uma imagem do sensor OLI/Landsat8. Com isso foram delineadas feições oceanográficas, ampliado o conhecimento sobre a circulação na Baía de Guanabara e encontradas similaridades nas diversas classificações realizadas a partir de diferentes parâmetros.

O Capítulo 4 trabalha com os dados obtidos através de coleta de campo em conjunto com os dados oriundos da imagem orbital do OLI/Landsat8. A imagem selecionada foi obtida no momento da coleta de água na Baía de Guanabara. Por meio de análises laboratoriais e estatísticas, a concentração de MPS foi inferida a partir de dados de reflectância da imagem, gerando o mapeamento sinótico da concentração de MPS na Baía de Guanabara, em uma situação de maré de sizígia, vazante e período seco.

A conclusão perpassa os três capítulos da tese entrelaçando-os para gerar a resposta para a questão central da tese. Mas, também gerando novas questões e hipóteses para trabalhos futuros.

1.4.ESCOLHA DO SENSOR

Optou-se por trabalhar com o sensor OLI (*Operational Land Imager*) do Landsat 8, devido a sua resolução espacial e espectral, disponibilidade gratuita e confiabilidade. Sua resolução temporal não facilita os estudos que dependem das condições do tempo e precisam de séries temporais, porém suas demais características o tornaram mais interessante para esse trabalho. Além disso, devido às suas características, ele é um dos sensores atuais mais adequados para estudos de águas costeiras e interiores, com grande potencial para análise da qualidade da água em corpos d'água opticamente complexos.

O sensor OLI possui oito bandas espectrais com uma resolução espacial de 30 m e uma pancromática com 15 m, com faixa de varredura de 185 km (*swath*). O Landsat 8 se encontra em uma altitude de 705 km, órbita heliossíncrona, com um ciclo de repetição de 16 dias, orbitando a Terra a cada 98,9 minutos (USGS, 2016). As larguras de várias bandas OLI são refinadas, em comparação com seus predecessores (IRONSON *et al*, 2012). Possui duas novas bandas: a *coastal aerosol* (banda 1 - 0,433-0,453 μm), para observações da cor do oceano em zonas costeiras e estudos sobre aerossóis *acirrus* (banda 9 - 1,360-1,390 μm), para detectar nuvens *cirrus* nas imagens.

Diversas melhorias, tais como, uma melhor relação sinal-ruído, sua quantização de 12 bits e sua nova banda voltada para aerossóis, a banda 1 (*coastal blue*), demonstra que terá melhor desempenho em pesquisas relacionadas à qualidade da água, em relação aos seus antecessores (USGS, 2016).

O Landsat 8/OLI usa um sistema de varredura eletrônica, denominado "*pushbroom*", que melhorou muito o desempenho com relação ao sinal-ruído (*signal-to-noise*), comparado aos seus antecessores (USGS, 2016). Uma vantagem desse sistema é o maior tempo de integração, gerando uma imagem com melhor qualidade sinal/ruído. Isso auxilia muito os estudos de regiões costeiras, pois evita *striping*, minimizando a interferência e ruído nos dados.

II

CORREÇÃO ATMOSFÉRICA EM IMAGEM OLI/LANDSAT 8 - REVISÃO TEÓRICA E AVALIAÇÃO DE MODELOS.

RESUMO

A atmosfera é composta por gases e particulados que causam interferência na aquisição de dados por sistemas sensores, especialmente imageadores localizados em plataformas orbitais na faixa do visível. Essa interferência é dada pelo espalhamento, pela transmissão ou pela absorção da radiação solar que incide sobre alvos da superfície terrestre ocasionando a alteração da caracterização espectral de objetos. Para que as interferências atmosféricas sejam minimizadas é feita a correção atmosférica, obtendo-se assim os valores de reflectância de superfície dos alvos. Com o objetivo de fazer uma análise comparativa entre correções atmosféricas em uma imagem OLI/Landsat 8, utilizou-se os modelos 6S, ATCOR e ATCOR2, através dos aplicativos ATMCOR4OLI, PCI e ERDAS, respectivamente, e a imagem corrigida pela USGS. Tais modelos são de transferência radiativa, necessitando de dados sobre as condições atmosféricas do momento de aquisição da cena e outras informações presentes nos metadados da imagem. Como produto final, os modelos fornecem os valores de reflectância de superfície que nos permitem caracterizar espectralmente alvos presentes na superfície da Terra, minimizando tanto quanto possíveis efeitos atmosféricos, em diferentes comprimentos de onda. Para permitir melhor comparação entre as três correções atmosféricas foram utilizados os mesmos dados de entrada nos dois modelos testados. Porém, mesmo com essa igualdade de dados usados como parâmetros de calibração, os resultados para esses três modelos foram distintos, o que mostra a importância do contínuo estudo do processo de correção atmosférica.

Palavras-chave: sensoriamento remoto da atmosfera, reflectância de superfície, modelo de transferência radiativa, caracterização espectral.

2.1.INTRODUÇÃO

A base do sensoriamento remoto é o processo de interação da radiação eletromagnética com os objetos sobre os quais se deseja extrair informações. Segundo PONZONI et al. (2015), esse processo ocorre através da absorção, transmissão e reflexão da radiação eletromagnética. O fluxo de radiação eletromagnética, que incide em um objeto, é composto por radiação em diferentes comprimentos de onda, que a atmosfera absorve, transmite ou espalha. Parte da energia eletromagnética ao atingir a atmosfera é por esta espalhada e parte desta energia espalhada retorna para o espaço, vindo a contaminar a energia refletida ou emitida pela superfície e que é detectada pelos sensores orbitais (PONZONI et al., 2010 e PONZONI et al., 2015). De acordo com LORENZZETTI (2015), a intensidade e a distribuição espectral da radiação eletromagnética na superfície da Terra estão diretamente relacionadas com o ângulo zenital solar (ângulo entre a vertical de um ponto da superfície e a direção de incidência da radiação) e a composição atmosférica (vapor d'água, nuvens, moléculas dos gases constituintes, partículas, poeira, aerossóis, etc.).

Existem alguns tipos de correção atmosférica, mas os mais utilizados e confiáveis, atualmente, são os modelos de transferência radiativa, que consideram as características atmosféricas no momento de obtenção da imagem.

O modelo 6S (*Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum*) foi desenvolvido por Vermote et al. (1997), para simular a radiância que chega nos sensores em faixas espectrais entre 0,25 μm a 4,00 μm , com o objetivo de determinar as características dos sensores. Sendo assim, de acordo com Antunes et al. (2012), pode-se conseguir o valor de radiância que sai do alvo em direção ao sensor, através da reflectância do alvo e da irradiância. Para a correção atmosférica, utiliza-se o ATMCOR4OLI no sentido inverso, ou seja, usamos a radiância que chega ao sensor para calcular a radiância que sai da superfície, considerando os efeitos da atmosfera. Por isso é necessário que haja informações sobre parâmetros da atmosfera local no horário de aquisição das imagens, proporcionando um embasamento físico adequado na correção atmosférica (ANTUNES et al., 2012 e VERMOTE et al., 1997).

O software Focus, do PCI Geomática 2014, utiliza o ATCOR para realização da correção atmosférica. Após a correção na imagem, os valores obtidos de reflectância de superfície são reescalados de 0 a 1. O ATCOR (*Atmospheric and Topographic Correction for Satellite Imagery*), que também necessita dados das condições atmosféricas no momento da aquisição das imagens utilizadas para correção. Tal técnica é baseada no modelo MODTRAN (*Moderate Resolution Atmospheric Transmission*), algoritmo rigoroso desenvolvido pela AFRL (*Air Force*

Research Labs) em colaboração com aSSI (*Spectral Sciences Inc*), que calcula a transmitância da atmosfera em condições climáticas e ângulos solares específicos inseridos pelo próprio usuário, com a aplicação direta sobre a imagem.

O software ERDAS IMAGINE 2014 incorpora o módulo ATCOR2, que converte os números digitais para radiância espectral no sensor. Para que seja feita essa conversão é utilizada uma equação linear de calibração, descrita entre os números digitais e a radiância no sensor observada em cada banda (PIMENTA et al., 2013). Essa técnica é a mesma usada no ERDAS, que é baseada no modelo MODTRAN. Assim como nos outros softwares citados, é necessário informar dados sobre as condições atmosféricas na hora da aquisição da imagem.

Para verificar o resultado de uma correção atmosférica, deve-se observar as curvas de reflectância dos alvos conhecidos presentes na imagem. Os objetos da superfície terrestre refletem, absorvem e transmitem radiação eletromagnética em proporções que variam com o comprimento de onda, de acordo com as suas características bio-físico-químicas. Devido a essas variações, é possível distinguir os objetos da superfície terrestre nas imagens de sensores remotos (ANTUNES et al., 2012). De acordo com LORENZZETTI (2015), a reflectância diminui com o aumento da absorvância. Isso ocorre porque as fortes quedas na reflectância estão associadas como picos de absorção do material. Conhecendo o comportamento espectral dos materiais podemos avaliar as curvas da resposta espectral das imagens corrigidas para avaliação dos resultados.

O sensor selecionado para a realização da pesquisa sobre correção atmosférica foi o OLI, presente no satélite Landsat 8. Optou-se por trabalhar com este sensor por suas características de resolução, por ser um sensor novo que demanda pesquisas e aplicações, e por sua disponibilidade gratuita. O objetivo desse capítulo é realizar uma revisão conceitual acerca da resposta espectral de alvos e avaliar a correção atmosférica através do modelo ATMCOR4OLI (6S), do ATCOR e do ATCOR2 em uma imagem do sensor OLI/Landsat 8 comparando com a mesma imagem, corrigida pela USGS e com a imagem sem correção.

2.2. REVISÃO CONCEITUAL

2.2.1. Interferência atmosférica

Existem regiões do espectro eletromagnético onde predomina a absorção e em outras há predomínio de atenuação por espalhamento. Segundo ANTUNES et al. (2012), os efeitos diretos por conta da absorção e do espalhamento atmosférico produzem a alteração do brilho da cena e a diminuição de contraste entre os alvos. Conforme LORENZZETTI (2015), a absorção ocorre

quando uma parcela da energia do fluxo radiante é convertida em outra forma de energia, tal como o calor. Já o espalhamento redireciona parte dos fótons para fora do feixe original, ocasionando redução no fluxo original e redistribuição do fluxo radiante no espaço. O espalhamento é importante para o sensoriamento remoto, pois reduz o fluxo radiante na direção de propagação e integra o fluxo difuso à radiância observada pelo sensor, sendo que este fluxo difuso pode ser oriundo da própria atmosfera ou de outro objeto. Ou seja, a energia solar no topo da atmosfera é composta apenas por radiação direta, mas, ao penetrar a atmosfera sofre espalhamento, passando a possuir uma componente de radiação direta e outra componente de radiação difusa.

Existem três tipos de espalhamento da radiação eletromagnética na atmosfera. O espalhamento *Rayleigh* é causado por partículas e moléculas de pequenas dimensões quando comparadas ao comprimento de onda da radiação, sendo muito comum na faixa do visível, e caracterizado por moléculas de diversos gases constituintes. O espalhamento *Mie*, ocorre quando o tamanho dos elementos espalhadores é da mesma ordem de grandeza, porém maiores que o comprimento de onda, sendo muito comum na faixa do visível, IVP (infravermelho próximo) e IVM (infravermelho médio), associado aos aerossóis, a pequenas partículas de poeira, aos produtos derivados de combustíveis fósseis e a partículas de sal. O espalhamento *não seletivo* ocorre quando as partículas espalhadoras são muito grandes em relação ao comprimento de onda, tal como, grandes partículas de poeira, gotas de água, cristais de gelo, dentre outros. O espalhamento atmosférico *Rayleigh*, é muito intenso na faixa do azul do espectro eletromagnético, o que confere a coloração azul à atmosfera. Segundo ANTUNES et al. (2012), na faixa do azul, a influência atmosférica gera valores de reflectância aparente altos, devido ao espalhamento Rayleigh, que é proporcional ao inverso da quarta potência do comprimento de onda, sendo assim, faz com que os valores de reflectância aparente sejam maiores quanto menor for o comprimento de onda.

Podemos compreender a absorção e o espalhamento na atmosfera, consoante LORENZZETTI (2015), de acordo com os seguintes exemplos. No ultravioleta podemos verificar elevada atenuação por espalhamento, por conta do ozônio (O_3), já outras variadas bandas, por conta do vapor d'água e do dióxido de carbono (CO_2). A transmitância atmosférica é alta na faixa do visível (0,4 a 0,7 μm), decaindo próximo a 0,3 μm em direção ao ultravioleta, onde o ozônio absorve fortemente. A presença e o espalhamento por aerossóis influencia fortemente o grande decaimento da transmitância nos comprimentos de ondas mais curtos. Entre 0,3 e 0,4 μm , observa-se um forte espalhamento atmosférico, reduzindo o contraste nas imagens, decorrente da elevada quantidade de luz difusa. Na faixa do visível, se a atmosfera estiver limpa,

a interferência maior será o espalhamento molecular e com pouca atenuação por absorção. Já no infravermelho próximo (IVP) (de cerca de 0,7 a 1 μm), verificam-se diversas bandas de absorção por moléculas d'água. No infravermelho de ondas curtas ou SWIR (*short wave infrared*) (1 a 3 μm), em cerca de 2,8 μm observa-se uma banda de absorção de CO_2 . No infravermelho de ondas médias, também denominado MWIR (*mid wave infrared*) (3 a 5 μm), existe uma região de baixa atenuação, ou seja, uma janela atmosférica, entre 3,2 e 4,2 μm . Entre 5 e 8 μm há uma região de forte absorção devido ao vapor d'água. Outra janela atmosférica importante, encontra-se na região entre 8 e 14 μm , LWIR (*long wave infrared*), possuindo diminuição devido ao ozônio, entre 9 e 10 μm . A faixa entre 15 μm e 1 mm, não é muito usada em sensoriamento remoto, devido à baixa transmitância por conta do vapor d'água e à baixa sensibilidade de detectores nessa banda.

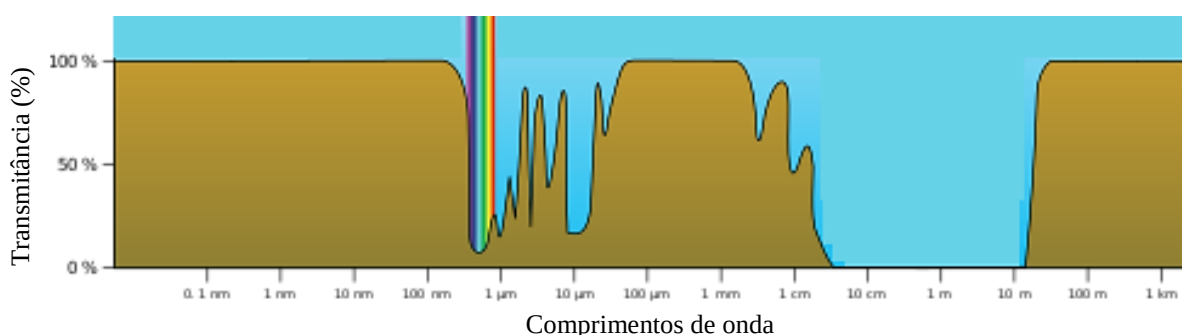


FIGURA 2.1: Janelas Atmosféricas: são regiões do espectro eletromagnético onde a atmosfera quase não afeta a energia eletromagnética, isto é, a atmosfera é transparente à energia eletromagnética proveniente do Sol ou da superfície terrestre.

Em imagens, é preciso remover a influência dos efeitos atmosféricos para converter dados de radiância ou de reflectância de topo da atmosfera em reflectância de superfície. A correção atmosférica, segundo PONZONI (2015), tem como objetivo estabelecer a relação entre uma dimensão real e a sua estimativa obtida através de um instrumento, de maneira mais acurada possível. De acordo com LORENZZETTI (2015), o termo correção atmosférica é na realidade a tentativa de remoção da interferência da atmosfera nos valores de radiância observados numa imagem. Por isso, a correção atmosférica é tão importante em estudos de sensoriamento remoto, já que o objetivo é conseguir inferir as quantidades de radiação realmente refletidas ou emitidas pelos alvos, a partir de sensores remotamente estabelecidos. Ou seja, a partir da radiância ou da reflectância de topo da atmosfera (TOA) deve-se obter a radiância ou a reflectância do alvo, sem as interferências da atmosfera.

2.2.2. Grandezas radiométricas

A radiância é a medidade de intensidade da radiação que deixa a superfície terrestre. Quando denominada radiância aparente ou radiância no topo da atmosfera, muito encontrada na literatura como TOA (*top of atmosphere radiance*), é a radiância captada pelo sensor orbital, com a influência da atmosfera. Segundo PONZONI, et al. (2015), a radiância consiste na “intensidade de fluxo radiante refletido médio por área e por ângulo sólido”, oriundo das infindas intensidades dos mais diversos pontos da superfície. Conforme LORENZZETTI (2015), a radiância é definida como “o fluxo radiante por unidade de ângulo sólido e por unidade de área projetada na direção considerada”.

De acordo com PONZONI, et al (2015), a propriedade intrínseca ao objeto de refletir a radiação eletromagnética que incide sobre ele, sendo expressa em termos espectrais, é a reflectância. A reflectância é uma propriedade e não pode ser medida. Ela pode ser estimada mediante o cálculo de fatores de reflectância. Utilizaremos o termo reflectância de superfície para simplificar. É definida pelo autor como “a razão do fluxo refletido pelo fluxo incidente”, podendo estar relacionado a uma área específica da superfície. Existem dois tipos de reflectância, a aparente, também chamada de exoatmosférica, e a de superfície. A reflectância aparente possui os efeitos da atmosfera e varia em função das condições da atmosfera, geometria de iluminação, visada e época do ano (PONZONI et al., 2010).

Para a extração de informações sobre os alvos em estudo deve-se obter a reflectância de superfície, que é a única forma de acessarmos as propriedades espectrais de um objeto e representa a condição em que este se encontrava no instante da tomada da imagem (ANTUNES, et al., 2012).

2.2.3. Conversão do nível digital

Os sensores são dispositivos que captam energia eletromagnética refletida ou emitida por uma superfície e a registram na forma de números digitais (ND), sendo assim, as imagens geradas por tais sensores estão disponíveis em ND. Cada sensor possui critério próprio para discretizar valores de radiância em escala específica de acordo com sua resolução radiométrica (PONZONI et al, 2015). As escalas diferentes de ND impossibilitam a comparação entre bandas, fazendo com que a caracterização espectral exija conversões. Por isso, a conversão dos ND para parâmetros físicos, tais como, radiância e reflectância, é fundamental, pois permite a caracterização espectral do objeto e a realização de cálculos que incluem dados de imagens de diferentes bandas espectrais ou diferentes sensores. Para essa transformação são usadas fórmulas

e parâmetros específicos para cada banda fornecidos pelo fabricante do sensor. Cada banda de cada sensor possui uma discretização diferente de ND.

No caso do OLI, a relação entre a radiância e ND (Equação 1) pode ser expressa, segundo PONZONI, et al (2015) e pela USGS (2014), por:

$$L\lambda = MLQ_{cal} + AL \quad \text{Equação 1}$$

$L\lambda$ é a radiância aparente ou no topo da atmosfera na faixa espectral λ (TOA - Watts/(m² * srad * μ m)); ML, é a razão da faixa de radiância pela faixa de níveis de cinza, presente nos metadados da imagem como RADIANCE_MULT_BAND_x, onde x é o número da banda espectral; AL, é o valor da radiância mínima quando o ND é igual a 0, apresentado nos metadados como RADIANCE_ADD_BAND_x; Qcal, é o número digital da faixa espectral.

As equações expostas abaixo são fornecidas pelo USGS (2014), direcionadas para o sensor OLI do Landsat 8. Sendo uma para converter os valores de ND para reflectância de topo da atmosfera (Equação 2) e a outra, para corrigir o ângulo solar (Equação 3).

$$p\lambda' = M_p Q_{cal} + A_p \quad \text{Equação 2}$$

$p\lambda'$ é a reflectância planetária do topo da atmosfera, sem a correção do ângulo solar; M_p , é o RADIANCE_MULT_BAND_x, presente nos metadados da imagem, onde x é o número da banda espectral; A_p , é o RADIANCE_ADD_BAND_x; Qcal, é o número digital.

$$p\lambda = \frac{p\lambda'}{\cos(\theta_{SZ})} = \frac{p\lambda'}{\sin(\theta_{SE})} \quad \text{Equação 3}$$

$p\lambda$ é a reflectância planetária do topo da atmosfera; θ_{SE} , que é o ângulo solar de elevação local, obtido em graus no metadado da imagem (SUN_ELEVATION); θ_{SZ} , que é o ângulo zenital solar do local ($\theta_{SZ} = 90^\circ - \theta_{SE}$)

2.2.4. Resposta espectral da água limpa e da água com sedimentos.

A curva da resposta espectral da água é caracterizada por refletir pouca radiação incidente, quando comparada com os demais alvos presentes na superfície da Terra. A água pura,

consoante JENSEN (2011), na faixa do azul, entre 0,4 μm e 0,5 μm , apresenta quantidade menor de absorção e espalhamento da radiação incidente na coluna d'água, ou seja, melhor transmissão, onde o valor mínimo encontra-se entre 0,46 μm e 0,48 μm . Sendo assim, podemos afirmar que a faixa entre o violeta e o azul claro é onde a radiação mais penetra na coluna d'água. A faixa do infravermelho próximo e médio (0,74 μm até 2,5 μm) é a melhor para distinguir água pura de terra, pois nessa faixa espectral a água pura absorve toda a radiação, ficando muito escura e assim, produzindo um grande contraste com a terra. De um modo geral, a reflectância da água limpa diminui com o aumento dos comprimentos de onda. Verificam-se as maiores reflectâncias na região do visível, mais especificamente, nos comprimentos de onda do azul e verde, decrescendo gradualmente na direção do infravermelho, limitando-se os estudos de qualidade da água ao espectro visível (ROBERT et al, 1995; FERREIRA et al, 2009). Na faixa próxima de 0,86 μm a reflectância esperada da água é muito baixa e na faixa de 1,24 μm , a reflectância esperada é zero (POLIDORIO, et al, 2004).

Quando existem constituintes orgânicos e inorgânicos na coluna d'água, principalmente a parte mais superficial dela, deve-se ter cuidado na análise, já que esses constituintes terão uma resposta espectral diferente da água pura. A cor e a quantidade de sólidos em suspensão têm forte participação no comportamento espectral da água (FERRERA et al., 2009). Segundo BREUNIG et al., (2007), o aumento da concentração de sólidos em suspensão na água é responsável pelo aumento da reflectância, principalmente na região do visível. Além disso, à medida que aumenta a concentração de sedimentos, o máximo de energia refletida acaba migrando para os comprimentos de onda mais longos (BARBOSA et al., 2003). De acordo com LORENZZETTI (2015), o decaimento da reflectância a partir de 0,6 μm é causado pelo forte aumento da absorção pela água. O aumento da reflectância, com o aumento da concentração de material em suspensão, ocorre principalmente, entre 0,58 μm e 0,69 μm e no infravermelho próximo. E à medida que a concentração de sedimentos aumenta, pode-se verificar um deslocamento dos picos de reflectância para comprimentos de onda mais longos. Conforme JENSEN (2011), a faixa de 0,58 μm a 0,69 μm pode ser utilizada para a extração de informações sobre o tipo de sedimento presente na água. Também afirma que a faixa entre 0,714 μm e 0,88 μm pode ser usada para quantificar os sedimentos presentes na água, nos casos de elevadas concentrações.

Observa-se que quando a concentração de clorofila aumenta na coluna d'água, há um significativo decréscimo na quantidade relativa de energia refletida nos comprimentos de onda do azul (entre 0,4 μm e 0,5 μm) e do vermelho (aproximadamente em 0,675 μm), mas um aumento na reflectância do comprimento de onda do verde (JENSEN, 2011). Com relação à concentração de clorofila-a na água do mar, LORENZZETTI (2015) afirma que, águas com

baixa concentração ou praticamente puras, a refletância no pico de absorção da clorofila-a, que se encontra em 0,443 μm , é da ordem de 8%. Quando o teor de clorofila-a na água se reduz, ocorre intensa redução da reflectância na faixa do azul e o pico de reflectância se desloca para o verde, ou seja, próximo à região de 0,5 μm . Para as concentrações mais elevadas de clorofila-a, observa-se outro pico de reflectância em cerca de 0,68 μm , que corresponde ao pico de fluorescência da clorofila. Quando se adiciona na água com alga o sedimento em suspensão, o comportamento espectral da água se altera. O pico de reflectância na região do visível desloca-se de 0,547 μm para até 0,596 μm , levando em conta uma adição de 0mg/l a 500mg/l de sedimento em suspensão, segundo JENSEN (2011).

2.2.5. Resposta espectral do solo.

As características dos constituintes do solo, tais como, matéria orgânica, matéria inorgânica, quantidade de umidade, interferem diretamente na quantidade de energia refletida, absorvida ou espalhada pelo solo. Segundo JENSEN (2011), um solo seco e com pouca matéria orgânica terá sua curva de reflectância espectral mais simples. Os solos secos apresentam um aumento da reflectância com o aumento dos comprimentos de onda, principalmente no visível e no infravermelho próximo. A resposta do solo exposto nesse caso tende a ser crescente do azul ao infravermelho próximo (ANTUNES, 2012). A quantidade de umidade armazenada na superfície do solo possui relação direta com a sua textura. Sendo assim, quanto mais fina a textura do solo, mais ele armazena água, e, maior será a absorção de energia radiante incidente e menor a quantidade de luz refletida. Conforme LORENZZETTI (2015), para alguns minerais, ocorre diminuição da reflectância com o aumento do teor de água entre 1,4 μm e 1,9 μm . JENSEN (2011) afirma que solos com alto teor de umidade, nas camadas superficiais, apresentam absorção muito acentuada nos comprimentos de onda de 1,4, 1,9 e 2,7 μm , provocando verdadeiros “vales” na sua curva de reflectância. De maneira geral, à medida que a umidade no solo aumenta, a quantidade de energia refletida no verde, vermelho e infravermelho próximo e médio diminui consideravelmente. Isso ocorre de maneira mais acentuada nos solos argilosos por conta de sua textura fina que controla melhor a retenção de água nas camadas superficiais do solo. A reflectância para solos argilosos é cerca de 10% menor que nos solos siltosos, por conta da presença de matéria orgânica em maior concentração nos solos argilosos (LORENZZETTI, 2015). A presença de óxido de ferro no solo aumenta a reflectância entre 0,6 μm e 0,7 μm , ou seja, no vermelho. Ao mesmo tempo, ocorre uma diminuição da reflectância no azul e no verde, apresentando uma banda de absorção entre 0,85 e 0,9 μm , quando comparados a curvas espectrais de solos franco-arenosos sem óxido de ferro. Com o aumento da concentração

de tal a reflectância aumenta de modo geral, de maneira mais acentuada, do visível ao infravermelho próximo (JENSEN, 2011).

2.2.6. Resposta espectral da vegetação.

A vegetação apresenta valores baixos de reflectância no visível, por conta de muita absorção. O acréscimo no verde é explicado pela clorofila nas folhas, ocasionado pela menor absorção da luz verde pela clorofila, sendo o pico máximo de reflectância em torno de 0,55 μm (JENSEN, 2011). Na banda do vermelho o decréscimo ocorre pela absorção maior devido aos pigmentos presentes nas folhas. De cerca de 0,7 μm até 1,2 μm , no infravermelho próximo, ocorre um grande aumento nos valores devido à alta reflectância das folhas pela estrutura celular (PONZONI *et al.*, 2010). De acordo com JENSEN (2011), de 1,3 a 2,5 μm , a reflectância da vegetação é dominada pelo conteúdo de água das folhas. Por isso, segundo, LORENZETTI (2015), observamos forte queda de reflectância em 1,4 μm e 1,9 μm . De acordo com JENSEN (2011), entre 0,4 e 0,5 μm ocorre forte absorção do azul pela clorofila e, em cerca de 0,675 μm , acontece forte absorção da luz vermelha. Entre 0,69 μm e 0,70 μm , é verificado um pico de reflectância bem proeminente, por conta da interação do espalhamento celular das algas e do efeito do mínimo de absorção por pigmento e água nesses comprimentos de onda.

2.3. MATERIAIS E MÉTODOS

Como objeto de estudo foi utilizada uma imagem do Landsat 8, sensor OLI, obtida em 25 de janeiro de 2014, referente à região da Baía de Guanabara/RJ, órbita 217, ponto 76 (Figura 2.1). Foram utilizadas sete bandas espectrais (Tabela 2.1).

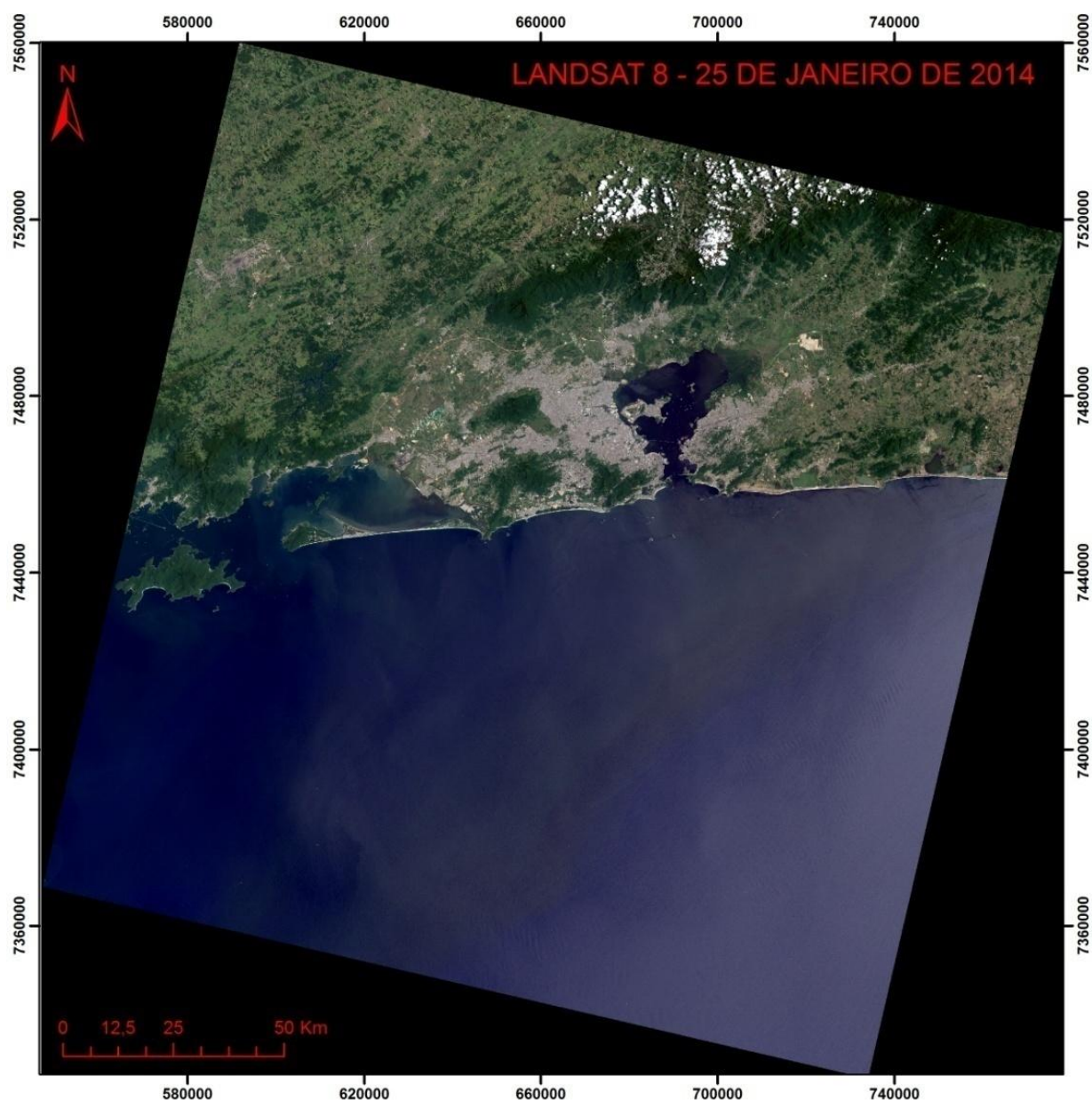


FIGURA 2.2: Imagem em falsa cor do sensor OLI utilizada no trabalho.

Fonte: USGS, 2014.

TABELA 2.1: Bandas espectrais do OLI/Landsat 8 utilizadas.

Nº da Banda	Faixa Espectral (μm)	Sensores	Resolução
1	0,43-0,45 (azul profundo)	OLI	30m
2	0,45-0,51 (azul)	OLI	30m
3	0,53-0,59 (verde)	OLI	30m
4	0,64-0,67 (vermelho)	OLI	30m
5	0,85-0,88 (NIR)	OLI	30m
6	1,57-1,65 (SWIR-1)	OLI	30m
7	2,11-2,29 (SWIR-2)	OLI	30m

Fonte: Adaptado de USGS, 2014.

Para realização da correção atmosférica, foram utilizados o ATMCOR4OLI, o ATCOR e o ATCOR2, com os mesmos parâmetros de entrada: modelo de atmosfera tropical, modelo de aerossóis urbano, parâmetro de visibilidade com 15 km (levando em conta características locais, época do ano e análise visual), superfície média de 50 m acima do nível do mar, dentre outros dados requisitados que estão presentes nos metadados da imagem. Os modelos aplicados foram escolhidos por serem todos modelos de transferência radiativa, sendo o ATMCOR4OLI, um *software* livre elaborado por um pesquisador brasileiro (ANTUNES et al., 2012). O ATCOR e o ATCOR2, foram escolhidos, por serem *softwares* fechados, aplicados por grandes empresas e por estarem disponíveis no laboratório de Sensoriamento Remoto, no qual o trabalho foi desenvolvido.

Pelo ATMCOR4OLI, foi necessário transformar a imagem de TIF para RAW, sendo utilizado para tal o programa Spring 5.2.6. Além da imagem em RAW, o programa requisita a elaboração de um arquivo de entrada, com os parâmetros listados acima e outros presentes nos metadados, além de, um arquivo texto informando quais são os arquivos de entrada e saída. Uma vez executado o programa ATMCOR4OLI, foi gerada uma imagem de saída corrigida para os efeitos da atmosfera, com 16 bits e já com a informação de reflectância de superfície de cada *pixel*. Posteriormente, a imagem corrigida em RAW foi transformada em TIF, para as análises subsequentes.

Antes de iniciar a correção no ATCOR2 foi necessário fazer um *stack* (junção de bandas em um arquivo único), no próprio programa, com as bandas utilizadas para que elas ficassem em um mesmo arquivo tipo img. Foram inseridos os parâmetros acima citados e usada a equação de calibração específica para o OLI/Landsat8 (USGS, 2014). O ATCOR2 reescala o resultado de 0 a 1 da reflectância de superfície, para 0 a 65.535, portanto, dividiu-se o valor de reflectância do pixel por 65.535 e depois multiplicou-se por 100 para facilitar a leitura dos dados, transformando-os em porcentagem.

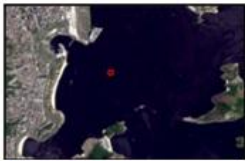
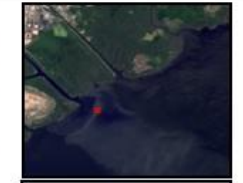
Para a realização da correção atmosférica pelo ATCOR, no PCI, inicialmente, foi importado o arquivo de metadados referente à imagem a ser corrigida e, automaticamente, as bandas da imagem foram também importadas. Em seguida, foi feito um *stack* com as bandas utilizadas para ser exportado como formato *.pix*. Novamente foram os usados os mesmos parâmetros de condições atmosféricas das correções anteriores.

Após a realização da correção atmosférica pelos três programas, foi aplicado o mesmo método para verificação da correção, explicado a seguir. Foram selecionadas 3 amostras com 16 *pixels* (4x4 *pixels*) de cada uma das 4 classes escolhidas: solo exposto, vegetação (do tipo capoeira - entendida como uma vegetação de transição entre pasto e floresta), água com pouco

sedimento e água com muito sedimento. A Tabela 2.2 apresenta a localização e fotos exemplificando as amostras de cada classe.

Para cada produto corrigido, extraímos de cada banda o valor e reflectância de superfície de cada *pixel* e foi feita a média por classe e, posteriormente, foram elaborados os gráficos. Cada gráfico possui a linha correspondente à reflectância aparente (imagem sem correção) e outras quatro linhas correspondentes à reflectância de superfície gerada pelo ATMCOR4OLI, ATCOR2, ATCOR e pela imagem corrigida do USGS. A imagem sem correção estava em ND, portanto, foi necessária a conversão de ND para reflectância aparente, através das fórmulas disponíveis no site da NASA para o Landsat 8 (USGS, 2014).

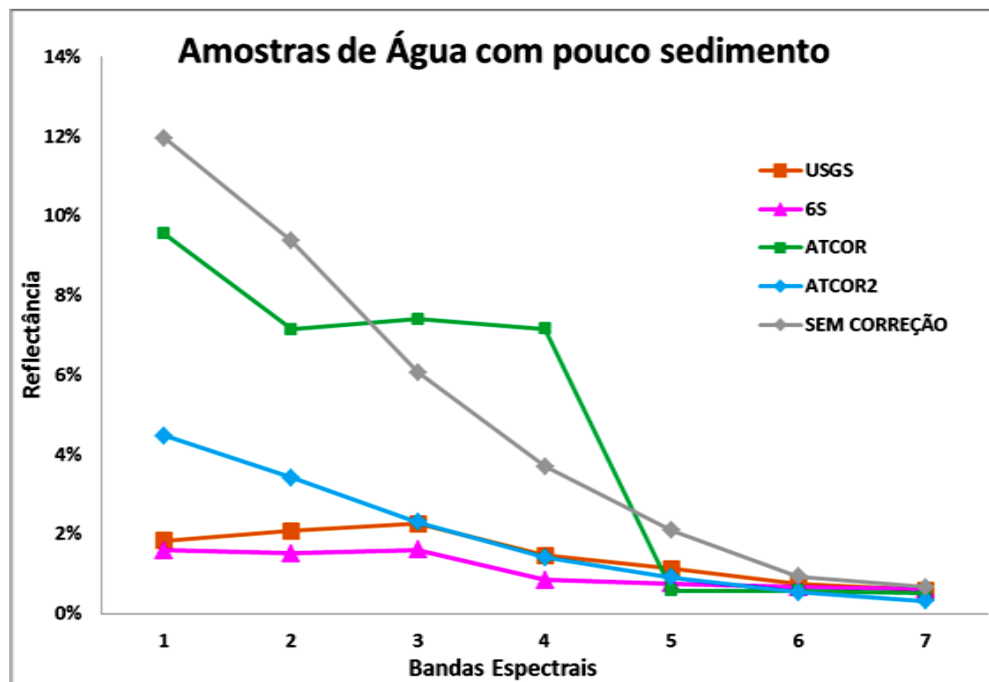
TABELA 2.2: Amostras escolhidas para a validação da correção atmosférica.

	Localização	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3
ÁGUA COM POUCO SEDIMENTO	1) Baía de Guanabara, próximo à Marina da Glória. 2) Oceano Atlântico entre a ilha comprida e a ilha do meio. 3) Oceano Atlântico entre Itacoatiara e as Ilhas Maricás.	 	 	 
ÁGUA COM SEDIMENTO	1) Próximo à Foz do Rio Guandu, próximo ao Porto de Itaguaí. 2) Região de Piranema em Seropédica/RJ. 3) Baía de Guanabara, próximo à foz do Rio Iguaçu.	 	 	 
VEGETAÇÃO	1) Margem do Arco Metropolitano em Duque de Caxias. 2) Miguel Pereira, próximo ao Rio Santana. 3) Pirai, entre a RJ 145 e o Rio Pirai.	 	 	 
SOLO EXPOSTO	1) Lixão de Gramacho, em Duque de Caxias. 2) Ilha da Madeira, Porto de Itaguaí. 3) COMPERJ, em Itaboraí.	 	 	 

2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os gráficos que serão apresentados foram elaborados para avaliar os métodos de correção atmosférica realizados na imagem do sensor OLI do satélite Landsat 8. Por meio da revisão bibliográfica, foram obtidas as informações sobre o comportamento espectral esperado dos alvos selecionados para a análise: água com pouco sedimento ou sem sedimento; água com muito sedimento; vegetação; solo exposto. Sendo assim, através dos gráficos podemos avaliar o comportamento espectral de cada um dos alvos na imagem sem correção e nas imagens resultantes de diferentes procedimentos de correção atmosférica. As análises serão apresentadas por alvo, comparando os resultados obtidos através das correções (reflectância de superfície) com os dados da imagem não corrigida, original (reflectância aparente).

Na análise das amostras de água com pouco sedimento (Figura 2.2), sendo o mais próximo possível da água limpa, pura, os valores de reflectância aparente, da imagem não corrigida são bem mais elevados quando comparados com os valores conhecidos do alvo na literatura, tais como, LOBO (2009), JENSEN (2011), LORENZZETTI (2015), dentre outros citados anteriormente. Podemos verificar na imagem original, ou seja, com valores de reflectância aparente, valores de cerca de 12% na banda 1, com queda contínua até a banda 7 (0,67%). Esses elevados valores de reflectância aparente espelham o efeito de espalhamento da atmosfera na faixa do visível, que aumenta com a diminuição dos comprimentos de onda. Podemos notar na imagem, quando corrigida, uma diminuição significativa da reflectância, principalmente na região do visível, para os modelos utilizados.



BANDAS	USGS	ATMCOR4OLI	ATCOR	ATCOR2	BRUTA
1	1,84%	1,60%	9,56%	4,48%	11,96%
2	2,08%	1,52%	7,15%	3,42%	9,38%
3	2,27%	1,61%	7,41%	2,30%	6,07%
4	1,47%	0,85%	7,16%	1,41%	3,70%
5	1,14%	0,76%	0,58%	0,91%	2,09%
6	0,76%	0,67%	0,58%	0,54%	0,94%
7	0,59%	0,61%	0,53%	0,32%	0,67%

FIGURA 2.3: Comparação dos valores de reflectância, nas amostras de água com pouco sedimento, em cada banda do OLI/Landsat 8, das imagens: original sem correção, corrigida pelo ATCOR2, ATMCOR4OLI, ATCOR e USGS.

Através da Figura 2.3, podemos ver que a absorção molecular da água será maiores comprimentos de onda do ultravioleta e na faixa do amarelo até o infravermelho próximo (JENSEN, 2011). Por isso, na faixa do infravermelho, ou seja, bandas 5, 6 e 7 do OLI/Landsat 8, a água absorve muita radiação, e, assim, fica muito escura na imagem nessas faixas espectrais. Na banda 5 a reflectância é muito baixa e na 6 e 7 é praticamente nula. De acordo com a literatura citada anteriormente, entre o violeta e o azul claro, ou seja, a banda 1, é a faixa onde a radiação mais penetra na lâmina d'água. Por isso, as bandas 1 e 2 abarcam regiões do espectro em que ocorre a melhor transmissão e a mínima absorção da radiação na coluna d'água (JENSEN, 2011). Sendo assim, é a melhor faixa do espectro para estudar os componentes presentes na coluna d'água. Ao mesmo tempo, essa é a faixa do espectro que mais sofre interferências da atmosfera, tendo grande espalhamento atmosférico. Portanto, para trabalhos sobre corpos d'água é essencial a realização da correção atmosférica.

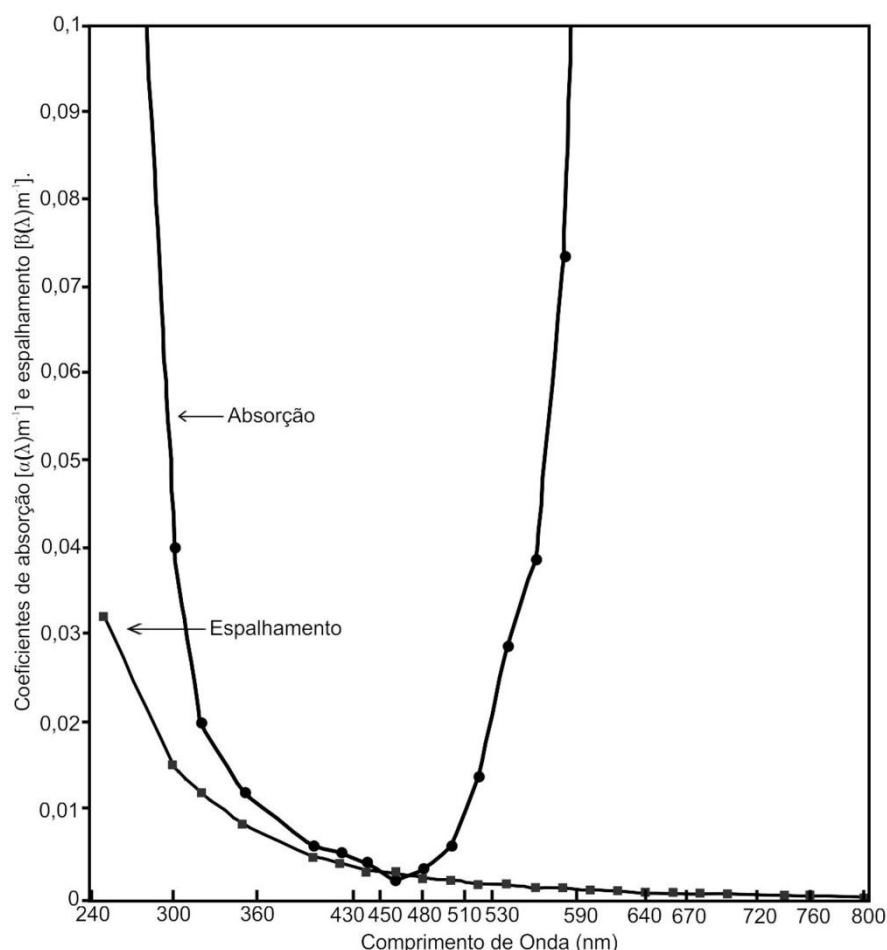


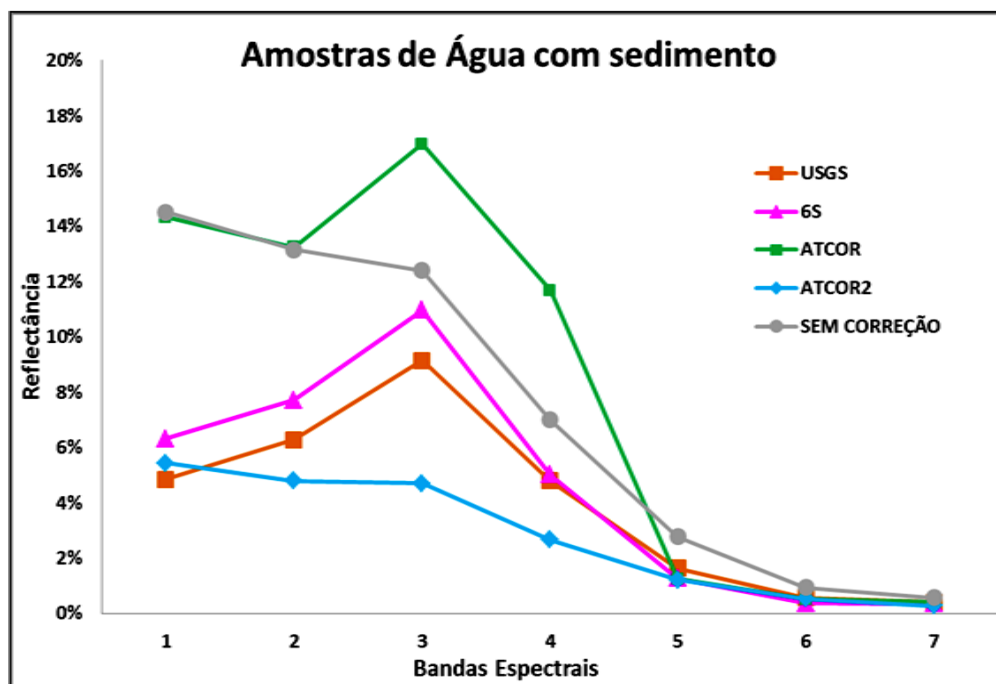
FIGURA 2.4: Absorção e Espalhamento da água pura.

Fonte: Adaptado de JENSEN, 2011.

Nas amostras de água limpa (Figura 2.2), podemos perceber que pela correção com o ATCOR2, há decréscimo contínuo dos valores de reflectância de superfície (de 4,5% até 0,32%). Além disso, na banda 1 (azul costeiro) o valor de reflectância de superfície (4,48%) é mais elevado em relação à correção realizada pelo ATMCOR4OLI (1,6%). Na correção atmosférica pelo ATMCOR4OLI, o valor de reflectância de superfície da banda 1 é de 1,6%, caindo em direção à banda 2 (1,52%), crescendo em direção a banda 3 (1,61%), e apresentando decréscimo contínuo dos valores da banda 3 para a banda 4 (0,85%), banda 5 (0,76%), banda 6 (0,67%) e banda 7 (0,61%). A correção pelo ATCOR não reduziu tanto os valores e em algumas bandas até aumentou. Há uma redução dos valores de reflectância da banda 1 (9,56%) para a banda 2 (7,15%), crescendo em direção à banda 3 (7,41%) e banda 4 (7,16%), voltando a cair em direção à banda 5 (0,58%), banda 6 (0,58%) e banda 7 (0,53%). Já a imagem corrigida pela USGS apresenta o valor da banda 1 (1,84%) inferior ao da banda 2 (2,08%) e da banda 3 (2,27%). A partir da banda 4 (1,47%) os valores se reduzem continuamente até a banda 7 (0,59%).

Comparando os gráficos com as informações presentes na literatura, observou-se que as correções mais coerentes foram a do USGS, ATCOR2 e a do ATMCOR4OLI. A correção do ATCOR apresentou valores de reflectância muito elevados para a água e um aumento de valor atípico na banda 4. A correção pelo ATCOR2, mostrou comportamento da curva bem coerente com a literatura, apresentando decréscimo contínuo da banda 1 a 7 e valores próximos a 0 nas bandas 6 e 7. Porém, os valores na faixa do visível ficaram um pouco mais elevados do que a correção realizada pelo ATMCOR4OLI e pela USGS. A correção pelo ATMCOR4OLI e pela USGS apresentaram comportamentos de curva espectral próximos aos da literatura citada anteriormente e muito coerentes entre si. O comportamento espectral da água varia com a presença de determinados componentes, tais como, matéria orgânica dissolvida, partículas em suspensão, organismos vivos, etc, fora a profundidade da coluna d'água (JENSEN, 2011). A amostragem realizada é de uma água sem tanto sedimento no oceano, não sendo, portanto, totalmente pura. Por isso, as curvas espectrais apresentam reflectância um pouco acima da água pura.

Uma segunda análise de água foi realizada, como pode-se ver na Figura 2.4, com amostras de água com muito sedimento, já que matéria orgânica e inorgânica presentes na água alteram completamente o comportamento da curva espectral. Verificou-se novamente um grande espalhamento, principalmente na região do visível, ocasionado pela interferência atmosférica na imagem com valores de reflectância aparente. Os valores originais se apresentam acima dos 14% na banda 1, decaindo suavemente até a banda 3, com queda brusca e contínua da banda 3 a 7, chegando nessa última ao valor de 0,57%.



BANDAS	USGS	ATMCOR4OLI	ATCOR	ATCOR2	BRUTA
1	4,86%	6,32%	14,34%	5,44%	14,52%
2	6,29%	7,72%	13,25%	4,80%	13,16%
3	9,14%	10,97%	16,99%	4,70%	12,40%
4	4,79%	5,01%	11,69%	2,67%	7,00%
5	1,63%	1,26%	1,25%	1,22%	2,78%
6	0,58%	0,37%	0,51%	0,53%	0,93%
7	0,41%	0,36%	0,42%	0,27%	0,57%

FIGURA 2.5: Comparação dos valores de reflectância (em %), nas amostras de água com sedimento, em cada banda do OLI/Landsat 8, das imagens: original sem correção, corrigida pelo ATCOR2, ATMCOR4OLI, ATCOR e USGS.

De acordo com FERRERA et al. (2009), JENSEN (2011) e LORENZZETTI (2015), o aumento de sólidos em suspensão na água aumenta a sua reflectância. Dependendo do tipo de sedimento na água a curva espectral sofrerá forte variação. Um exemplo pode ser mostrado através da figura 2.5. Sedimentos oriundos de solos argilosos aumentam a reflectância na banda 4, já os provenientes de solos siltsosos, aumentam a reflectância nas bandas 3 e 4. Os solos siltsosos aumentam mais a reflectância da água do que os argilosos. Esse aumento da reflectância da água com o sedimento, também possui relação direta com a quantidade de sedimento presente na água(JENSEN, 2011). Quando o aumento é da clorofila na água, ocorre queda na reflectância nas bandas 2 e 4 e aumento da reflectância na banda 3 (FERRERA et al., 2009).

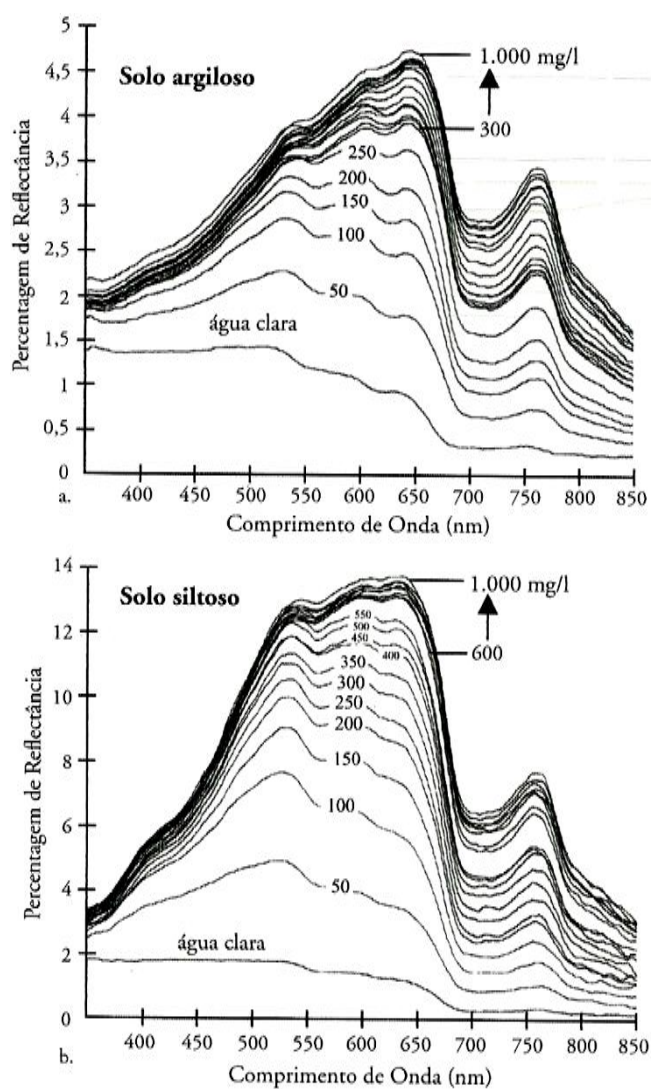


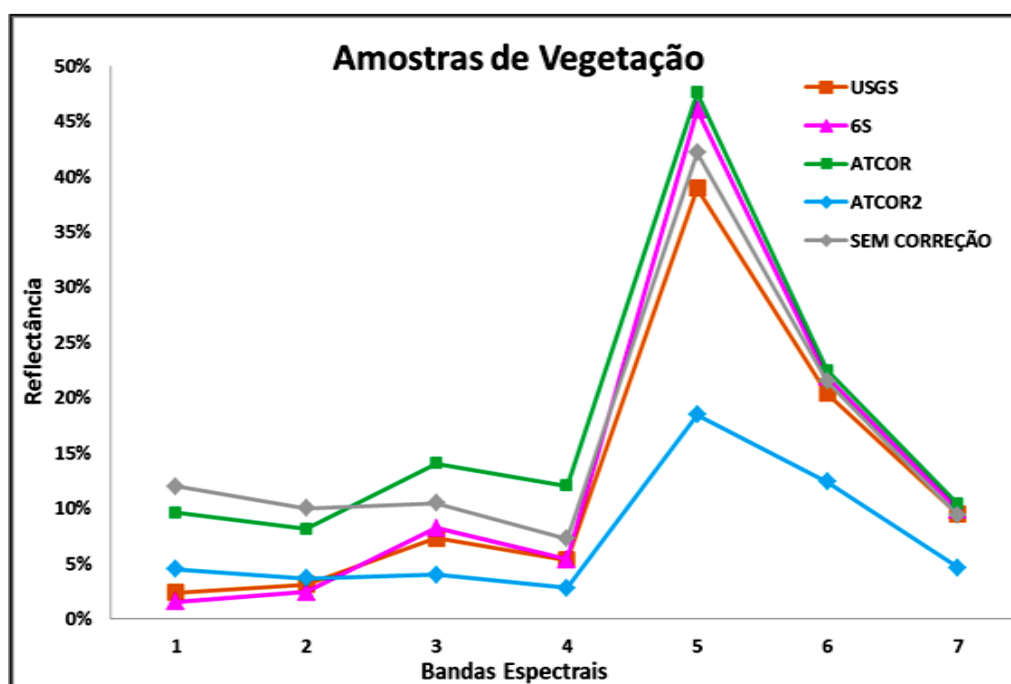
FIGURA 2.6: Reflectância espectral medida *in situ* de águas claras com concentrações variáveis de 0 a 1000 mg/l de argila (gráfico a) e silte (gráfico b).

Fonte: JENSEN, 2011.

Na amostra de água com sedimento, a correção pelo ATCOR2 demonstra um contínuo decréscimo de valores de reflectância de superfície, de 5,44% na banda 1 até 0,27% na banda 7. A curva ficou bem semelhante à curva da água com pouco sedimento mostrada na figura 2.2, o que não seria adequado, já que águas com muito sedimento possuem reflectância maior. Já a correção pelo ATMCOR4OLI mostra um aumento no valor de reflectância de superfície até a banda 3 (de cerca de 6,3% na banda 1 até 11% na banda 3), sendo uma característica explicada pela presença de clorofila na água (BREUNIG et al., 2007). A imagem corrigida pelo ATCOR apresenta decréscimo da banda 1 (14,3%) para a banda 2 (13,3%), um aumento da reflectância na banda 3 (17%) e um posterior decréscimo abrupto da banda 3 para a banda 5 (1,3%), onde continua o decaimento até a banda 7 (0,4%). A correção pelo ATCOR apresentou valores

semelhantes aos da imagem sem correção nas bandas 1 e 2. Já nas bandas 3 e 4, os valores de reflectância ficaram muito elevados, em relação a imagem original. Na correção pela USGS, os valores da banda 1 (4,86%) foi menor que o da banda 2 (6,29%), aumentando até a banda 3 (9,14%) e caindo nas demais bandas, da 4 (4,79%) a 7 (0,41%). A resposta às correções atmosféricas da banda 1 foi diferente. Esta banda pelo ATMCOR4OLI e pela USGS se encontra com valores menores que a banda 2, fato que não ocorre na correção pelo ATCOR2 e nem pelo ATCOR. Quanto mais próximo do ultravioleta menor é o comprimento de onda, sendo assim, a radiação consegue penetrar mais na lâmina d'água, mesmo essa contendo sedimentos. Com isso, a absorção e a transmissão aumentam, diminuindo assim a reflexão, ou seja, os valores de reflectância da banda 1 devem ser menores em relação aos valores da banda 2, como podemos também observar nos gráficos da figura 2.5. Por isso, acreditamos que os melhores resultados de correção atmosférica, na água, para a banda 1 foram os do ATMCOR4OLI e da USGS.

A Figura 2.6 apresenta o gráfico referente ao alvo vegetação do tipo capoeira. A curva da imagem original mostra que a reflectância aparente cai da banda 1 (11,96%) para a banda 2 (9,96%), crescendo até a banda 3 (10,43%), voltando a cair na banda 4 (7,2%), sofrendo aumento abrupto na banda 5 (42,13%) e voltando a cair nas bandas 6 (21,46%) e 7 (9,33%). A correção pelo ATCOR2 alterou bastante a curva, colocando novamente o valor de reflectância de superfície da banda 1 (4,5%) acima do valor de reflectância de superfície da banda 2 (3,6%). Este valor cresce muito pouco em direção a banda 3 (3,95%), caindo mais na banda 4 (2,7%), subindo na banda 5 (18,4%), quando volta a cair nas bandas 6 (12,3%) e 7 (4,6%). Já a correção pelo ATMCOR4OLI, elevou bem pouco os valores de reflectância de superfície nas bandas 1 e 2 (1,5% e 2,4%), tendo um maior acréscimo na banda 3 (8,2%), caindo na banda 4 (5,3%), tendo um aumento abrupto na banda 5 (46%), voltando a cair nas bandas 6 (21,8%) e 7 (9,8%). A correção pela USGS apresentou comportamento muito similar a anterior, onde da banda 1 (2,36%) os valores crescem para a banda 2 (3,1%) e 3 (7,28%), caindo em direção a banda 4 (5,27%) e tendo um forte crescimento até a banda 5 (38,91%), quando os valores começam a cair na banda 6 (20,37%) e 7 (9,43%). Na correção pelo ATCOR os valores de reflectância foram os mais elevados. A banda 1 (9,6%) apresenta valor de reflectância superior à banda 2 (8,1%). Ocorre um aumento da reflectância na banda 3 (14%), com queda para a banda 4 (12%), apresentando aumento abrupto para a banda 5 (47,6%), com forte queda para a banda 6 (22,4%) e para a banda 7 (10,3%).



BANDAS	USGS	ATMCOR4OLI	ATCOR	ATCOR2	BRUTA
1	2,36%	1,54%	9,56%	4,48%	11,96%
2	3,10%	2,41%	8,09%	3,63%	9,96%
3	7,28%	8,16%	14,01%	3,95%	10,43%
4	5,27%	5,35%	11,98%	2,74%	7,20%
5	38,91%	45,97%	47,57%	18,44%	42,13%
6	20,37%	21,82%	22,42%	12,35%	21,46%
7	9,43%	9,84%	10,32%	4,61%	9,33%

FIGURA 2.7: Comparação dos valores de reflectância (em %), nas amostras de vegetação, em cada banda do OLI/Landsat 8, das imagens: original sem correção, corrigida pelo ATCOR2, ATMCOR4OLI, ATCOR e USGS.

Observando o gráfico de reflectância da vegetação (figura 2.7), presente em JENSEN (2011), juntamente com as informações encontradas na literatura da área (JENSEN, 2011; LORENZZETTI, 2015; PONZONI et al., 2010), pontuamos algumas informações pertinentes à análise. Da faixa correspondente à banda 1 para a faixa da banda 2 observa-se um aumento da reflectância, de cerca de 3% para 5%, por conta da maior absorção por clorofilas e carotenóides, quanto menor for o comprimento de onda. Na faixa do verde, que é a banda 3 do OLI, ocorre um aumento da reflectância, ficando em cerca de 7%, por conta da clorofila absorver muito pouco nesse comprimento de onda. Na banda 4, faixa do vermelho, ocorre um aumento da absorção pela clorofila, sendo assim, os valores de reflectância se reduzem a cerca de 4 a 5%. Na banda 5 ocorre grande aumento de reflectância (35 a 40%), por conta da estrutura celular da folha, por isso essa banda é muito usada para monitorar o vigor da vegetação. Na faixa do gráfico correspondente à banda 6, verifica-se uma diminuição da reflectância, em relação à banda 5, ficando com valores em cerca de 30%. A banda 6 é muito utilizada para avaliar o estresse hídrico

da vegetação (PONZONI et al., 2010). A diminuição dos valores de reflectância se amplia na faixa correspondente à banda 7, apresentando-se em torno de 24%.

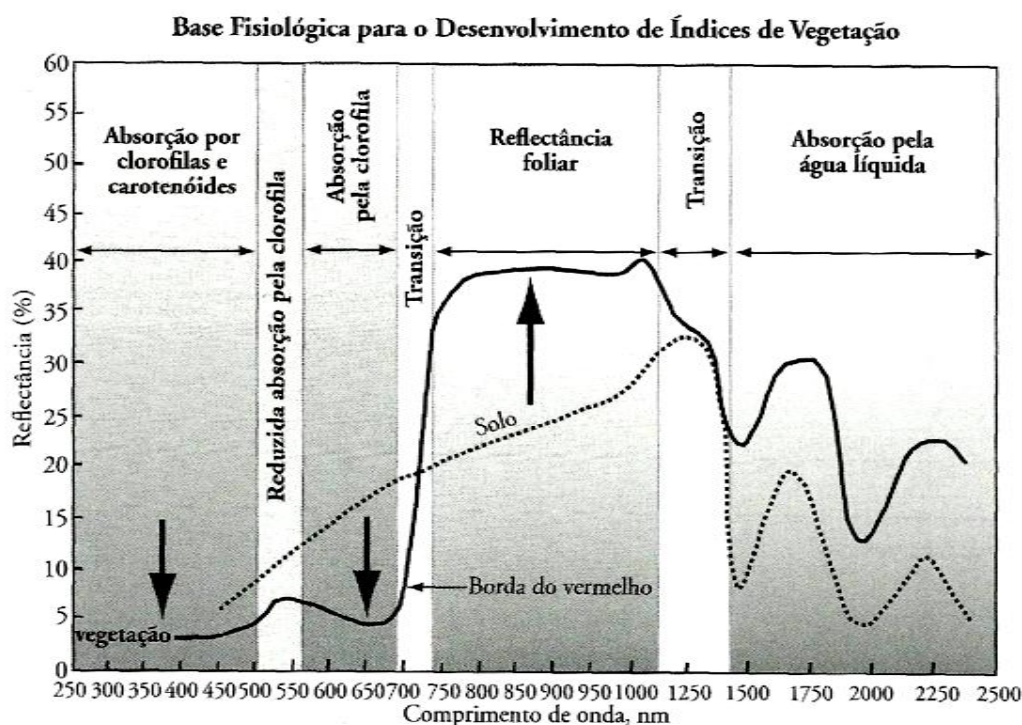


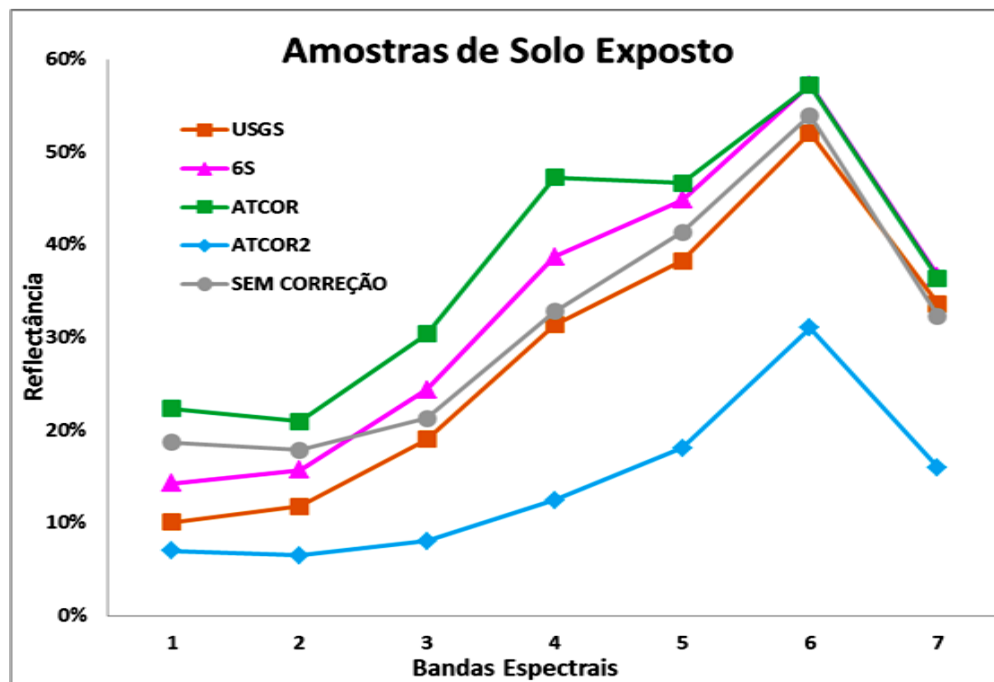
FIGURA 2.8: Espectro Padrão de Reflectância da Vegetação Sadia.

Fonte: JENSEN, 2011.

Ao realizar a comparação dos gráficos temos que ter em mente que os valores não serão exatamente iguais, pois cada tipo de vegetação, conteúdo de água presente, dentre outros fatores, interferem na reflectância da vegetação. Nas bandas 1 e 2, as correções pelo ATMCOR4OLI, USGS e pelo ATCOR2, foram as que mais aproximaram dos valores presentes na literatura. Porém, apenas o ATMCOR4OLI e a USGS apresentaram o aumento da reflectância da banda 1 para a banda 2. Na banda 3, todas as correções apresentaram acréscimo dos valores de reflectância, mas a correção pelo ATMCOR4OLI e a USGS foram as que mais se aproximaram dos valores encontrados na literatura. Na banda 4 todas as correções apresentaram uma queda na curva, coerente com os autores citados acima, que afirmam o aumento da absorção na faixa do vermelho. A correção que apresentou valores mais próximos da literatura foi a do ATMCOR4OLI e da USGS. A imagem original possui valores de reflectância menores na banda 5, pois a atmosfera absorve mais do que espalha nessa faixa, devido às moléculas de água. Sendo assim, verificamos uma inconsistência na correção feita pelo ATCOR2, que apresentou uma grande redução do valor de reflectância na banda 5. Já nos modelos ATMCOR4OLI e

ATCOR verificamos consistência, pois há um aumento dos valores de reflectância no infravermelho próximo, conforme a literatura indica. Na banda 6 e 7 todas as correções apresentaram decréscimo dos valores de reflectância, sendo as que se aproximaram mais dos valores encontrados na literatura foram o ATMCOR4OLI, USGS e o ATCOR.

Nas amostras de solo exposto, como podemos observar na figura 2.8, os valores de reflectância aparente da imagem original apresentam pequeno aumento da banda 1 a 6 (18,70% a 53,91%), caindo para a banda 7 (32,32%). A correção pelo ATCOR2 gerou um valor decrescente da banda 1 (7%) para a banda 2 (6,5%), voltando a subir até a banda 6 (31%) e caindo em direção à banda 7 (16%). A correção pelo ATMCOR4OLI apresentou valores bem superiores e crescentes da banda 1 (14,3%) até a banda 6 (57,2%), decrescendo na banda 7 (36,6%). Na correção pelo ATCOR observa-se um decréscimo da banda 1 (22,3%) para a banda 2 (21%), aumentando os valores de reflectância da banda 2 até a banda 4 (47,2%), com queda para a banda 5 (46,6%), voltando a subir para a banda 6 (57,2%) e caindo em direção à banda 7 (36,4%).



BANDAS	USGS	ATMCOR4OLI	ARTCOR	ATCOR2	BRUTA
1	10,12%	14,30%	22,32%	7,00%	18,70%
2	11,79%	15,70%	20,96%	6,50%	17,84%
3	19,01%	24,35%	30,38%	8,06%	21,27%
4	31,38%	38,71%	47,23%	12,49%	32,80%
5	38,24%	44,85%	46,64%	18,09%	41,35%
6	52,06%	57,21%	57,16%	31,03%	53,91%
7	33,65%	36,59%	36,37%	16,00%	32,32%

FIGURA 2.9: Comparação dos valores de reflectância (em %), nas amostras de solo exposto, em cada banda do OLI/Landsat 8, das imagens: original sem correção, corrigida pelo ATCOR2, ATMCOR4OLI, ATCOR e USGS.

Através da literatura de referência, tais como JENSEN (2011), ANTUNES (2012) e LORENZZETTI (2015), sabe-se que o solo absorve mais em comprimentos de onda mais curtos. Porém, os constituintes do solo e o teor de umidade influenciam diretamente na reflectância, absorção e espalhamento. Como por exemplo, podemos observar através dos gráficos abaixo (figura 2.9) que quanto mais seco for o solo, maior será a reflectância, principalmente, nos comprimentos de onda mais longos. Segundo a literatura citada anteriormente, de maneira geral, os solos argilosos refletem menos que os siltosos ou arenosos, pois conseguem deter mais água na sua superfície.

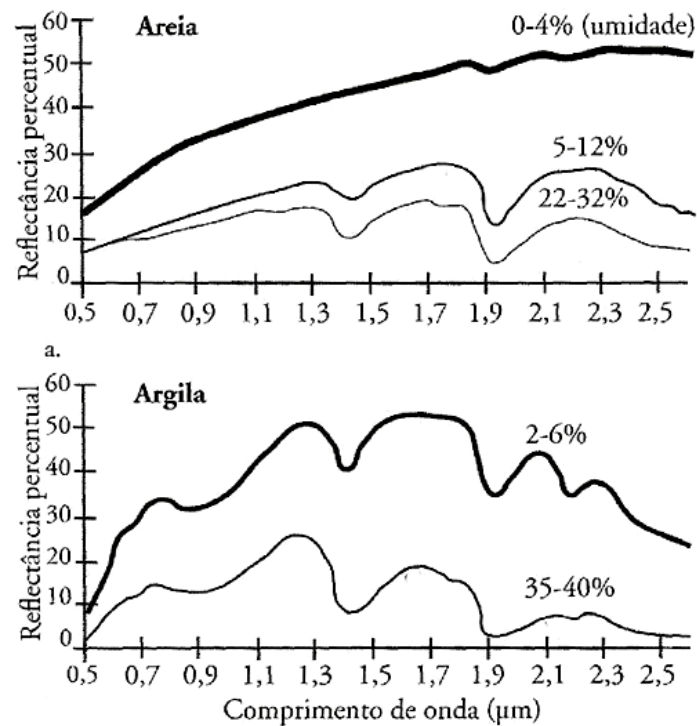


FIGURA2.10:Curva espectral de um solo arenoso e de um solo argiloso e a variação do conteúdo de umidade, mostrando as bandas de absorção da água em 1,4, 1,9 e 2,7 μm.

Fonte: JENSEN, 2011.

Na figura 2.10, podemos observar a interferência na curva espectral de um solo franco-arenoso, pela presença de óxido de ferro, ocasionando aumento da reflectância na faixa do vermelho e diminuição da reflectância na faixa do azul e do verde.

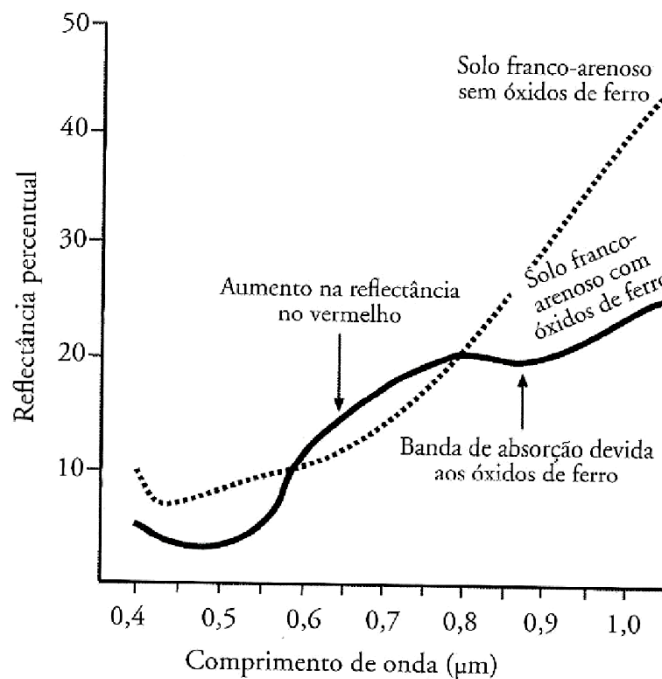


FIGURA 2.11: Interferência do óxido de ferro na curva espectral de um solo franco-arenoso.

Fonte: JENSEN, 2011.

A necessidade da correção é reafirmada ao observarmos valores muito baixos de reflectância na imagem original. As correções pelo ATMCOR4OLI e pela USGS foram as únicas que aumentaram os valores da banda 1 para a banda 2, seguindo a lógica da curva de reflectância aparente e da literatura. Na curva do solo exposto ocorre maior absorção nos menores comprimentos de onda, já que esses conseguem penetrar mais no solo e com isso, aumentam a transmissão e a absorção, diminuindo a reflectância, segundo JENSEN (2011), ANTUNES (2012) e LORENZZETTI (2015). Em grande parte da área de estudo os solos possuem muito óxido de ferro, que aumenta a absorção nas bandas 1, 2, 3 e 5 e aumenta a reflectância na banda 4. Na curva da imagem original podemos detectar esse comportamento, porém, a única correção que manteve esse padrão foi a do ATCOR. A correção pelo ATMCOR4OLI teve um comportamento semelhante com aumento da reflectância na banda 4, porém, não mostrou a absorção da banda 5. A curva gerada pela correção do ATCOR2 mostrou um comportamento coerente, excetuando-se a banda 1 que apresentou valor mais elevado que a banda 2, a banda 5 que teve aumento da reflectância e de uma maneira geral a curva apresentou valores de reflectância muito abaixo dos apresentados pelas outras correções. Sem dúvida, a correção atmosférica melhorou muito a qualidade da imagem nas áreas de solo exposto, porém, como o solo possui muitas variáveis que alteram completamente o comportamento da curva de assinatura espectral, o ideal para avaliar a correção atmosférica seria obter as informações sobre umidade,

tipo de solo, presença de óxido de ferro (Figura 2.11), sal etc. no momento da tomada da imagem, além de obter a curva espectral *in situ* na hora da passagem do sensor.

2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Analisando de maneira geral a curva da água mais limpa ou com pouco sedimento, observa-se que a correção com resultados mais semelhantes à literatura foi a do ATCOR2, que reduziu os valores de reflectância, principalmente na faixa do visível e produziu uma curva descendente, onde os valores no infravermelho se encontram próximos a 0. O ATMCOR4OLI e USGS apresentou resultado compatível com a literatura acima citada, se diferenciando do ATCOR2, pois esse não reduziu os valores de reflectância da banda 2 para a banda 3. A água pura tem baixa reflectância por conta do pequeno coeficiente de espalhamento e elevada transmitância. Corpos d'água profundos e com poucos sedimentos normalmente são escuros nas imagens na faixa do visível, porque a luz se atenua em profundidade e não há sinal de retorno para o observador. Porém, devemos levar em conta que a amostra de água foi coletada no oceano e, por menor quantidade de material em suspensão que possua, sempre existirá algum material interferindo na resposta espectral, ou seja, não é uma curva de água totalmente pura. Na água com pouco sedimento, a correção do ATCOR elevou demais os valores de reflectância na faixa do visível. Por exemplo, no vermelho o valor de reflectância de superfície foi de 7,16%, e, de acordo com a literatura, a partir do vermelho ocorre grande absorção e baixa reflectância na água. O ATCOR2 apresentou valores de reflectância muito elevados nas bandas do azul. Pelo explicitado acima, as correções pelo ATMCOR4OLIE pela USGS, foram as que apresentaram melhores resultados para a água pura ou com pouco sedimento.

Na análise da água com sedimento, para determinar com maior precisão qual seria a melhor correção atmosférica, o ideal seria a realização de medições em campo, pois dependendo do material presente na água, o comportamento da curva irá variar muito. Porém, as amostras foram extraídas de foz de rios com muito sedimento, sendo visível na imagem. Por isso, o comportamento da curva não pode ser tão semelhante à curva da água sem sedimento, como ocorre na correção pelo ATCOR2. O aumento da reflectância na banda 3, pode ser marcado pela presença de clorofila na água, e isso pode ser observado na correção pelo ATMCOR4OLI, pelo ATCOR e pela USGS. Na imagem corrigida através do ATCOR2 e do ATCOR, houve a diminuição dos valores de reflectância de superfície da banda 2 para a 3, contradizendo a bibliografia. Sabe-se, segundo a literatura citada acima, que na faixa do visível, principalmente nos menores comprimentos de onda, o espalhamento atmosférico é muito grande, aumentando

assim a reflectância pela interferência atmosférica. Portanto, a correção atmosférica deveria reduzir os valores de reflectância, principalmente nas faixas do violeta e do azul. Fato que não ocorre na correção pelo ATCOR, observando-se inclusive um aumento significativo da reflectância, em relação à imagem original não corrigida, nas faixas do verde e do vermelho. No infravermelho todas as correções apresentam bons resultados, já que a água absorve bastante nessa faixa, chegando a valores de reflectância bem próximos a 0. Segundo a literatura citada anteriormente, a presença de sedimentos aumenta a reflectância, quando comparado à água sem sedimentos. Apenas o ATMCOR4OLI e a USGS eleva os valores de reflectância da banda 1 para a banda 2, sendo coerente com a figura 2.6. Inclusive, o comportamento do ATMCOR4OLI aproxima-se muito daquele apresentados pela USGS.

Para avaliar a correção nas amostras de vegetação, observamos na Figura 2.7, que os valores de reflectância da banda 1 são menores que os da banda 2. Concluímos então, que para essas duas bandas, as correções do ATMCOR4OLI e da USGS foram as que apresentaram os melhores resultados, onde apenas nessas duas observa-se esse comportamento de aumento da reflectância da banda 1 para a banda 2. Para as demais bandas, tanto o ATMCOR4OLI e a USGS, quanto o ATCOR apresentaram bons resultados, gerando uma curva bem semelhante àquelas encontradas na literatura, como descrito anteriormente. Os valores de reflectância variam de acordo com o tipo de vegetação, mas o comportamento do gráfico em alguns pontos se mantém, como por exemplo, o pico de reflectância na banda 5, o aumento da reflectância na banda 3 e o aumento da absorção e a consequente diminuição da reflectância nas bandas 6 e 7, de acordo com a literatura citada acima. O ATCOR2 apresentou significativa diminuição da reflectância na banda 5, sendo esse comportamento dissonante com a literatura citada acima e a figura 2.7. Além disso, os valores de reflectância de superfície na banda 3 quase não se elevam, também diferente dos dados presentes na literatura.

O solo exposto absorve mais em comprimentos de onda mais curtos. As únicas correções que apresentaram a banda 1 com valores inferiores aos da banda 2 foram o ATMCOR4OLI e a USGS. Porém, na figura 2.10, sobre a interferência do óxido de ferro no comportamento espectral, vemos o comportamento inverso, mais compatível com a correção do ATCOR e ATCOR2. Concluímos que as duas bandas são intervalos de comprimento de onda muito pequenos e contínuos e, por isso, seriam necessários gráficos mais detalhados e precisos sobre o comportamento espectral dos alvos, na faixa do violeta e azul, para realizar uma comparação entre gráficos mais precisa. A correção pelo ATMCOR4OLI e a pela USGS foram as mais precisas para estas duas bandas. Para as demais bandas, todas as correções apresentaram um comportamento compatível com a literatura. A correção pelo ATCOR2 é que, de uma maneira

geral, apresentou valores muito baixos de reflectância para amostras de solo exposto, quando comparado aos valores apresentados na literatura citada acima. Já a correção atmosférica executada através do ATCOR, gerou um decréscimo na banda 5, o que não deveria ocorrer.

Acredita-se, de acordo com a literatura referente ao comportamento espectral dos alvos, que ocorreria uma maior absorção e transmissão na banda 1, já que seu comprimento de onda é menor e, por isso, penetra mais no alvo. Por isso, um aumento da reflectância da banda 1 para a banda 2 em amostras de solo exposto, água com sedimento e vegetação seria coerente. Sendo assim, as correções atmosféricas mais interessantes para a banda 1 e 2 foram a do ATMCOR4OLI e da USGS.

Esses resultados corroboram a necessidade de realizar a correção atmosférica nas imagens do OLI/Landsat 8 e mostram a premência de realizar mais pesquisas sobre o comportamento espectral de alvos. Além disso, que mesmo usando os mesmos parâmetros, diferentes correções fornecem resultados diferentes. Isso não retira a importância da realização da correção, mas alerta para que em um mesmo estudo seja utilizado um único método de correção atmosférica, para que os resultados sejam coerentes. A correção atmosférica é fundamental em estudos que dependam muito das faixas do visível, com comprimentos de onda mais curtos, que acabam por sofrer uma influência muito forte da absorção e do espalhamento atmosférico. Essa pesquisa mostra que mesmo com as variações nos valores de reflectância de superfície, é melhor realizar a correção atmosférica na imagem do que utilizar a imagem não corrigida.

III

CLASSIFICAÇÃO SINÓTICA DOS DIFERENTES TIPOS DE ÁGUA NA BAÍA DE GUANABARA E SEU CONTATO COM O OCEANO ATLÂNTICO, NO PERÍODO SECO, COM SUPORTE DE DADOS DO SENSOR OLI/LANDSAT 8.

RESUMO

A Baía de Guanabara é um ambiente estuarino complexo devido a sua grande bacia de drenagem, onde localiza-se a região metropolitana do Rio de Janeiro. Seus diversos tributários, obras de aterros no litoral e retificação dos canais, além de diversas embarcações contribuem para o aporte e ressuspensão de sedimentos e poluentes na baía. Além disso, a própria morfologia, batimetria e dinâmica das marés tornam a circulação das águas bastante complexa. Observando na imagem orbital, as feições superficiais caracterizadas pelos principais componentes opticamente ativos na água, identifica-se na baía diferentes tipos de água, com presença variada de sedimentos inorgânicos, matéria orgânica dissolvida e clorofila-a, configurando uma situação de águas do Caso-2. Buscou-se classificar os diferentes tipos de água na Baía de Guanabara, em uma situação de período seco, através de classificação orientada a objeto e mineração de dados, utilizando uma imagem do sensor OLI/Landsat 8. Verificou-se um padrão de distribuição das águas que se repetiu nos diversos tipos de classificação testados, destacando-se um gradiente lateral L-O, diferentes águas no fundo a NE e a NO, uma água característica no canal central, dentre outras particularidades.

Palavras-chave: classificação, águas do Caso-2, Baía de Guanabara.

3.1.INTRODUÇÃO

Monitorar corpos d'água interiores e costeiros é fundamental para gerir processos como assoreamento, inundação e qualidade da água para consumo humano, recreação e uso industrial. Associado ao sedimento encontram-se diversos elementos que são indicadores de poluição, como nutrientes, metais pesados, etc. (JENSEN, 2011; AGUIAR et al., 2016; MELO et al., 2015; BAPTISTA NETO et al., 2006). Além disso, o sedimento inorgânico pode impedir a penetração da radiação solar, reduzindo a fotossíntese da vegetação aquática submersa e do fitoplâncton, que possuem papel fundamental na cadeia trófica. Assim como, quando a radiação consegue penetrar na coluna d'água e há presença de nutrientes, aumenta a produtividade primária, gerando substâncias húmicas, influenciando a absorção e espalhamento da luz na coluna d'água e alterando a cor da água (JENSEN, 2011).

A Baía de Guanabara/RJ (22°40' – 23°00' S e 043°00' – 043°18' W) até seu contato com o Oceano Atlântico é a área de estudo do presente trabalho (Figura 3.1). A Baía de Guanabara é um sistema estuarino localizado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, com área de cerca de 380 km² (SOARES-GOMES et al., 2016; KJERFVE et al., 1997). Há décadas possui qualidade de água degradada, reduzindo seu uso recreativo, de geração de renda e valor estético, sendo assim uma área de grande preocupação ambiental (AGUIAR et al., 2016). A qualidade da água na Baía de Guanabara se altera rapidamente devido a variabilidade de eventos e interferências no aporte de sedimentos e matéria orgânica. Essa variabilidade pode ser observada devido a diversos fatores, tais como, a presença de desembocaduras de rios, variação da maré, total pluviométrico em sua bacia hidrográfica, obras de dragagem do fundo, trajeto de embarcações, ocorrência de ressurgência, velocidade de deslocamento das correntes, contribuições líquidas e sólidas de indústrias, ventos etc. (BÉRGAMO, 2006; MELO et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2016; CATANZARO et al., 2004).



Área de Estudo:
Baía de
Guanabara / RJ.

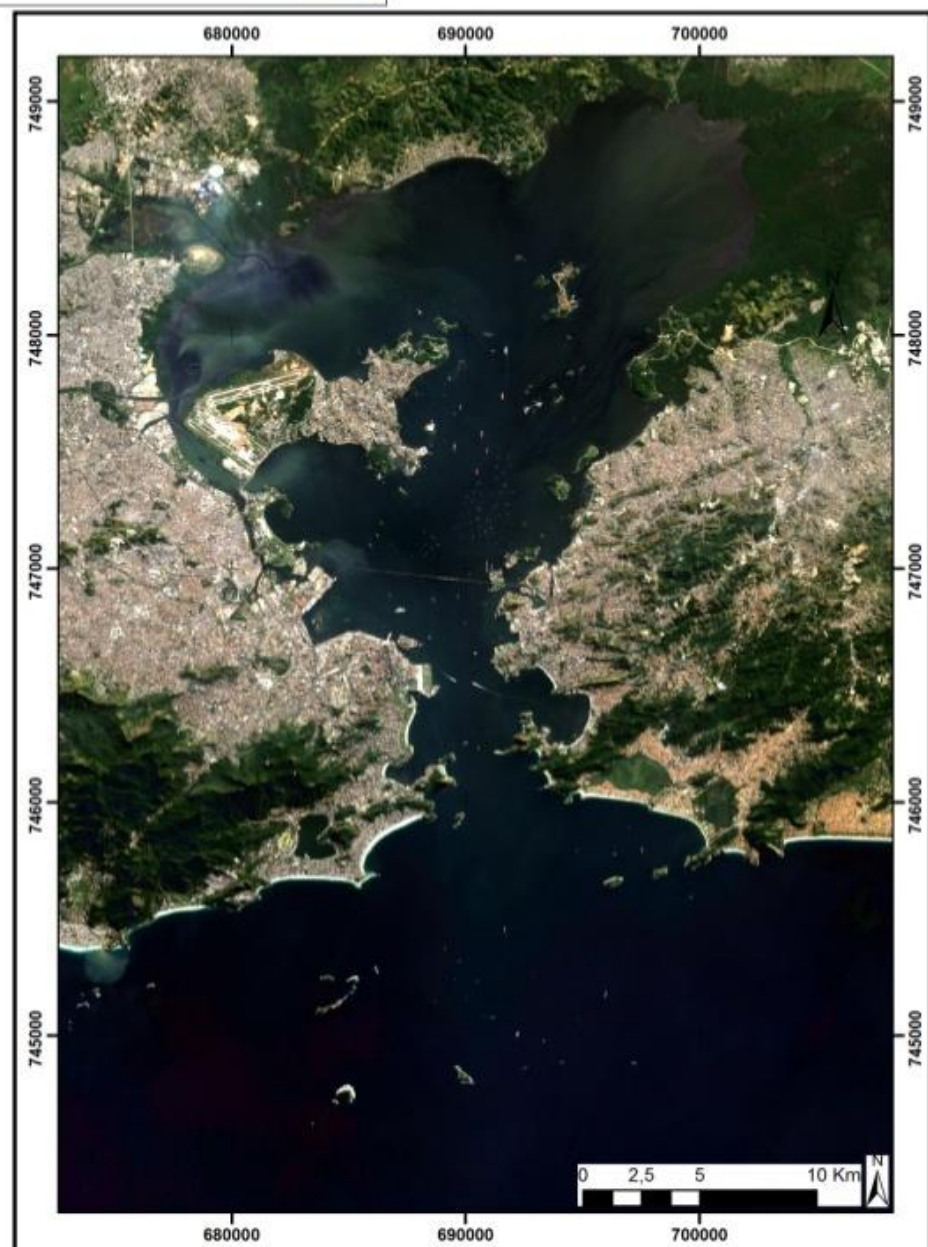


FIGURA 3.1: Área de estudo: Baía de Guanabara / RJ.

A Baía de Guanabara, assim como qualquer outro ambiente costeiro confinado, apresenta grande variabilidade das suas propriedades. Com relação à circulação, não há como classificar a baía com uma característica, já que suas condições variam de acordo com os diferentes setores que apresentam distintas situações de batimetria, velocidade de corrente de maré, influxo de água doce etc (CATANZARO et al., 2004). Conhecer a hidrodinâmica em qualquer ambiente estuarino é fundamental, já que é o principal impulsionador de qualquer outro processo no meio marinho (Dyer, 1997). Para uma melhor compreensão dessa dinâmica, torna-se imperativo um breve esclarecimento sobre a circulação geral na Baía de Guanabara que é complexa, sendo composta pela circulação gravitacional e residual, alterada pela ação do vento (Kjerfve et al., 1997). Sua linha de costa irregular com a presença de inúmeras ilhas interfere na velocidade das correntes, com algumas áreas de circulação mais restrita, bem como outras que em virtude do estreitamento da linha de costa apresentam aumento da velocidade da corrente.

Estudos constataram que as correntes se orientam de acordo com a batimetria seguindo os canais principais, evidenciando a influência da geometria na intensidade da corrente, assim como, na sua assimetria, tanto no tempo de duração como na intensidade da corrente entre os diferentes estágios da maré (enchente e vazante) (JICA, 1994; Melo, 2004; Camargo et al., 2004). A influência da geometria da Baía de Guanabara na intensidade das correntes é um aspecto marcante. Tanto na região da entrada da baía, quanto na área entre o continente e a Ilha do Governador, ocorre o estreitamento da linha de costa, ocasionando o confinamento das correntes e seu consequente aumento de intensidade, podendo atingir cerca de 1m/s (JICA, 1994).

Foi verificado em JICA (1994), que na entrada da baía, as correntes apresentaram uma intensidade maior em situação de vazante na camada superficial e maior na enchente próximo ao fundo. Isso decorre da influência da descarga fluvial na superfície e da influência da maré próxima ao fundo. Já no final do canal central, a assimetria da corrente é mais evidente com as correntes de enchente mais intensas que as de vazante. O comportamento assimétrico das correntes é um dos principais aspectos da circulação na Baía de Guanabara, como mostrado em diversos estudos (Camargo et al., 2004; Melo, 2004). Na região da entrada, essa assimetria é bem marcada, com o transporte resultante para o interior da baía junto ao fundo, com a presença de um campo de *sand waves*, com feições assimétricas, apresentando a face mais inclinada para o interior da baía evidenciando esse transporte médio nesta direção. Bérghamo (2006) mostra que no momento que foi realizado seu estudo, a corrente era governada principalmente pela maré e que acompanhava a morfologia de fundo, destacando ainda a importante influência do vento na intensidade da corrente. Em seu estudo verificou que a velocidade resultante longitudinal

apresentou valores maiores na seção localizada na região da entrada ($0,80 \text{ m s}^{-1}$) diminuindo em direção ao interior da baía ($0,30 \text{ m s}^{-1}$). Constatou com isso a marcante influência das correntes secundárias na baía, ou seja, transversais ao canal, verificando que por diversas vezes, apresentam valores comparáveis ao componente longitudinal (cerca de $0,50 \text{ m s}^{-1}$). Outro aspecto é que em situação de enchente, nas áreas mais próximas à entrada da baía há um movimento unidirecional para o interior da baía, ainda que haja variação lateral. Já em situação de vazante há um movimento unidirecional para área costeira, podendo em algumas situações ocorrer um fluxo bidirecional, com correntes fluindo em direção ao interior da baía na margem leste e em direção à área costeira na margem oeste. Com base em todas as medições feitas por Bérnago (2006) a Baía de Guanabara pode ser classificada como ambiente parcialmente misturado na região do canal principal, confirmando a hipótese de que as baías costeiras apresentam uma circulação tipicamente estuarina nos canais mais profundos, alinhados ao seu eixo principal.

No estudo realizado por Malta (2005) e JICA (1994), verificou-se que em condição de maré de sizígia, em situação de baixamar observa-se um direcionamento das correntes para fora da baía com maiores intensidades nos canais principais de circulação e um aumento das correntes onde há um estreitamento da linha de costa, tanto na entrada da baía quanto entre o continente e a Ilha do Governador. Nos locais onde há uma circulação mais restrita como na Enseada de Jurujuba, Enseada de Botafogo e próximo ao Porto do Rio de Janeiro as correntes se tornaram praticamente nulas, o que favoreceria a deposição. Em situação de maré vazante as correntes são mais intensas, atingindo cerca de $0,5 \text{ m s}^{-1}$ com as maiores velocidades associadas aos canais principais, e as correntes nas regiões mais restritas são ligeiramente maiores (cerca de $0,2 \text{ m s}^{-1}$) que o estágio da maré descrito acima.

Em preamar as correntes são direcionadas para o interior da baía e, assim como nas descrições anteriores, apresenta os maiores valores associados aos canais principais de circulação e a intensificação das correntes nos locais onde há o estreitamento da linha de costa. Um aspecto importante que diferenciou das situações de vazante é a formação de uma recirculação na região da entrada atrás do Forte Santa Cruz, causada pela irregularidade da geometria da baía. Na situação de enchente as correntes foram mais intensas em toda a extensão da baía. Ao entrar na baía, as correntes sofrem uma intensificação na entrada diminuindo sua intensidade após o alargamento da linha de costa. Seguem pelo canal central da baía e se divide com parte do fluxo indo para oeste entre a Ilha do Governador e o continente, sofrendo uma intensificação neste ponto; parte segue pela margem leste entre a Ilha de Paquetá e o continente, e outra parte segue o curso do canal central da baía, passando entre a Ilha de Paquetá e a Ilha do Governador, contornando esta última. A velocidade das correntes atrás da Ilha do Governador e da Ilha de

Paquetá atingem valores da ordem de $0,30 \text{ ms}^{-1}$. Assim como em preamar, houve a formação de um vórtice de recirculação logo atrás do Forte Santa Cruz (MALTA, 2005).

Esse estuário apresenta tipos de água muito diversos, mas demonstra certo padrão, como a maior concentração de material particulado em suspensão na área do fundo e em suas margens e menor no canal central (OLIVEIRA et al., 2016). A compreensão sobre a circulação na baía é fundamental para interpretar e compreender a resposta espectral das imagens orbitais.

As interações energia-matéria impactam diretamente em nossa habilidade de pesquisar o meio aquático através do sensoriamento remoto, fazendo com que esse meio seja considerado um dos alvos mais complexos de trabalhar, já que representa a complexa mistura de materiais particulados e dissolvidos com propriedades ópticas características. Os principais componentes opticamente ativos (clorofila-a, material particulado orgânico e inorgânico e material dissolvido ou CDOM) presentes na água interagem com a radiação de forma diferenciada, alterando a cor da água, já que absorvem e/ou espalham a radiação de maneira seletiva. Essa dificuldade é ainda maior nas águas, classificadas como Caso-2 (MOREL et al., 1977), como o caso da Baía de Guanabara (OLIVEIRA et al., 2016; SOUZA, 2008; CARVALHO et al., 2014; JICA, 1994; BARBOSA, 2005). Como esses constituintes presentes na água são de difícil distinção, é importante que antes de qualquer análise seja minimizada a influência da atmosfera, através da correção atmosférica de imagem, levando em consideração a região de estudo e realizando a validação através das curvas espectrais (CONCHA et al, 2016; PATISSIER et al., 2014).

O Sensoriamento Remoto possibilita a obtenção de dados sinóticos acerca da distribuição dos componentes opticamente ativos, de maneira rápida e com baixo custo. A visão sinótica favorece a análise, já que a imagem possibilita a observação de toda a lâmina d'água em um mesmo instante, evitando assim o deslocamento da água. Além disso, cada vez mais sensores têm sido criados para atender aos ambientes aquáticos e com resoluções cada vez melhores. Paralelamente ao avanço tecnológico dos sensores, o desenvolvimento da ciência da computação tem possibilitado a criação de sistemas sofisticados para análise de dados geográficos e automação de tarefas de mapeamento. Em vista do exposto, constata-se que, atualmente, o Sensoriamento Remoto possui um conjunto de tecnologias que facultam o avanço das pesquisas sobre o meio físico (CAMARGO et al, 2008).

Um dos objetivos ao se trabalhar com Sensoriamento Remoto é extrair informações contidas na imagem e codificá-las em formatos de fácil compreensão. A classificação de imagens ajuda a compartimentar, distinguir e identificar alvos na superfície da Terra. Para aprimorar sua qualidade é necessário que haja conhecimento sobre a área e o tema trabalhado. Diversas técnicas podem ser utilizadas para classificar uma imagem, variando quanto à complexidade do

alvo e à autonomia do intérprete, mas todas almejam identificar padrões homogêneos caracterizadores de um determinado objeto ou classe temática, definidos pelo comportamento espectral dos alvos da superfície. Atualmente, busca-se aumentar o nível de automatização, através da classificação baseada em objetos (GEOBIA), que utiliza descritores diversos para a caracterização das classes (MENESES et al., 2012; YU et al., 2016; BLASCHKE et al., 2010; BURNETT et al., 2003).

A classificação em imagens orbitais é amplamente utilizada por diversas áreas do conhecimento, sendo comumente aplicada para criação de mapas de uso e cobertura da terra (ZHOU et al., 2008; BURNETT et al., 2003). Destaca-se a importância da classificação para diferenciar os tipos de água, principalmente em ambientes do Caso-2. Diversos trabalhos utilizam a classificação para distinguir diferentes tipos de água, feições oceanográficas e mesmo para identificar os componentes opticamente ativos presentes nela (SOUZA, 2008; BUKATA, 2005; SLONECKER et al., 2016; DOXARAN et al., 2002; MILLER et al., 2004; ARRAUT et al., 2005; RUNDQUIST et al., 1996; ROELFSEMA et al., 2014; BARROS, 2002; BARROS et al., 2003; AURIN et al., 2012; CONSTANTIN et al., 2016; BREZONIK et al., 2015; CHERUKURU et al., 2016; PAHLEVAN et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2016). O uso da classificação em ambientes costeiros já foi verificado em alguns trabalhos (BARBOSA, 2005; WANG et al., 2004; BRAGA, 1998; BREUNIG et al., 2007; CONCHA et al., 2016; MOLLERI et al., 2010; REIS et al., 2015) que mostraram sua eficácia e necessidade de aprimorar os métodos de classificar corpos d'água costeiros.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é gerar uma classificação dos tipos de água na Baía de Guanabara através de dados de reflectância de uma imagem do sensor OLI/Landsat 8, em uma situação de período seco e maré vazante de sizígia. Com isso, busca-se o reconhecimento de um padrão espacial dos tipos de água. É muito importante diferenciar os tipos de água em ambientes costeiros, pois assim consegue-se indentificar a dinâmica de circulação das águas, a interferência do aporte de água doce, a exportação de materiais para o oceano e analisar a qualidade da água.

3.2.MATERIAIS E MÉTODOS

Nesse trabalho foram utilizadas, as bandas de 1 a 8, de uma imagem do sensor OLI/Landsat 8, obtida através da USGS (2015), de 05 de junho de 2015, referente à região da Baía de Guanabara/RJ, órbita 217, ponto 76. Foi utilizada a projeção UTM, WGS84, 23S. Pode-se observar na figura 3.2 o procedimento adotado.

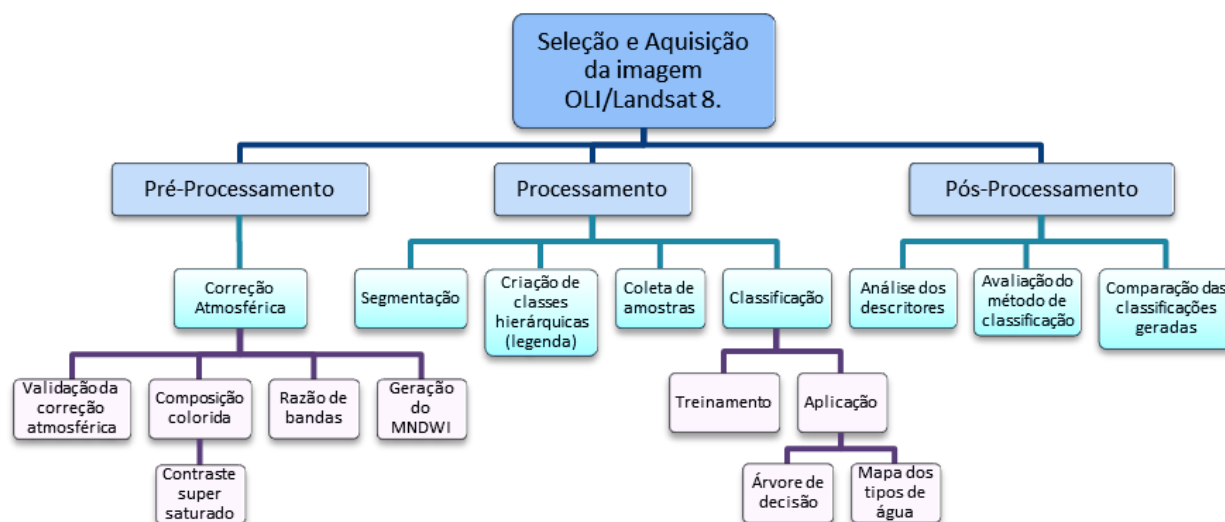


FIGURA 3.2:Visão esquemática do método de trabalho adotado.

3.2.1. Pré-processamento da imagem

A correção atmosférica da imagem foi realizada pelo modelo de transferência radiativa 6S (VERMOTE et al., 1997), através do programa ATMCOR4 OLI (ANTUNES et al., 2012). É necessário que haja informações sobre parâmetros da atmosfera local no horário de aquisição das imagens, facultando um embasamento físico adequado na correção atmosférica (ANTUNES et al., 2012; PATISSIER et al., 2014).

Posteriormente, foi realizada a validação da correção atmosférica. Realizou-se a validação da correção atmosférica com base nas curvas de comportamento espectral de alvos conhecidos na literatura (ANTUNES et al., 2012; LORENZZETTI, 2015; JENSEN, 2011; FERREIRA et al, 2009; POLIDORIO, et al, 2004; BREUNIG et al., 2007; PONZONI et al, 2010; PATISSIER et al., 2014; dentre outros). Foram selecionadas três amostras de 16 pixels dos seguintes alvos: vegetação, água oceânica com pouco sedimento, solo exposto e água com altas concentrações de sedimento. O valor de reflectância foi extraído, sendo realizada a média por amostra, e, posteriormente, por alvo. Foram elaboradas as curvas de reflectância por banda, que

apresentaram comportamento e valores muito semelhantes aos encontrados na literatura (Figura 3.3). Sendo assim, a correção atmosférica realizada foi considerada satisfatória.

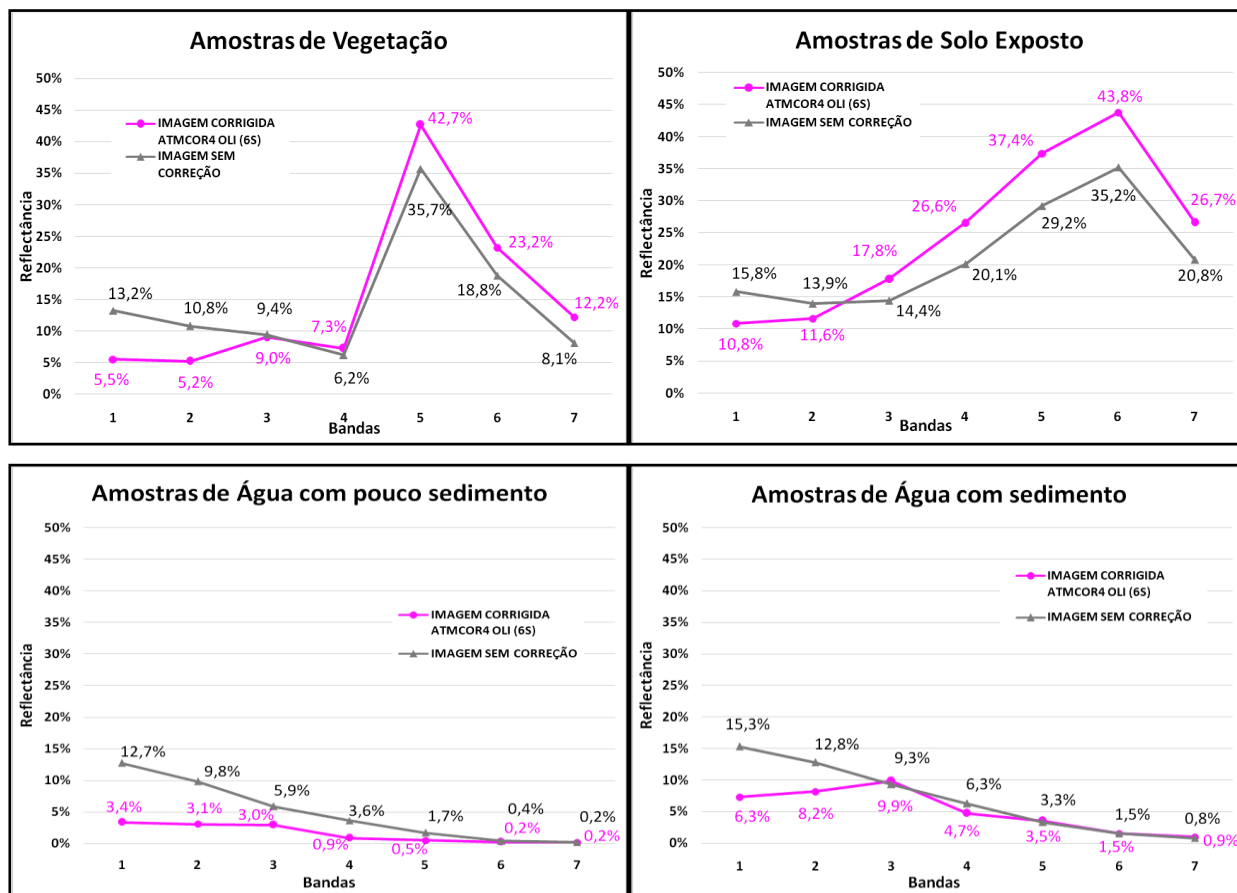


FIGURA 3.3: Gráficos da Validação da correção atmosférica analisando o comportamento espectral de quatro alvos, antes e depois da correção.

Uma vez feita a correção atmosférica, realizou-se uma composição colorida (B2 – red; B3 – green; B4 e B5 – blue) com contraste super saturado para destacar as diferenças dos tipos de água, auxiliando na discriminação de classes e seleção de amostras (Figura 3.4), já que a variabilidade de tons de cinza na água muito pequena, ampliando assim a percepção visual dos dados. A composição de bandas escolhida destacou bem os materiais em suspensão na água, através das faixas do visível e através da banda 5 conseguiu-se diferenciar melhor água do continente.

Com o intuito de se obter uma maior distinção entre a água e os demais alvos foi utilizado o índice de água por diferença normalizada modificado (MNDWI), criado por XU (2006). Este índice é definido pela razão entre a diferença e a soma entre as bandas 3 (Green) e 6 (SWIR1), como descrito na equação 4.

$$MNDWI = \frac{(Green - SWIR1)}{(Green + SWIR1)}$$

Equação 4

A água possui valores positivos, já que o SWIR tem grande absorção, enquanto outros alvos (área urbana, solo e vegetação) possuem valores negativos, já que refletem mais no SWIR do que no verde.

3.2.2. Processamento de imagem e classificação

Todo o processo de segmentação e classificação da imagem foi realizado no programa *Ecognition Developer 8.9*.

O primeiro passo é a segmentação da imagem, que foi realizada utilizando o algoritmo *Multiresolution Segmentation*, por crescimento de regiões, que utiliza atributos, tanto espectrais, quanto morfológicos (BAATZ &SCHÄPE, 2000). A determinação do valor do parâmetro de escala para segmentação baseou-se em abordagem heurística, tendo como referência inicial algumas informações apresentadas na literatura (HAPP et al., 2013; BAATZ &SCHÄPE, 2000; ESPINDOLA, 2006). Foi utilizado como parâmetro de escala, o valor 50, conseguindo delimitar bem os objetos na água (Figura 3.4).

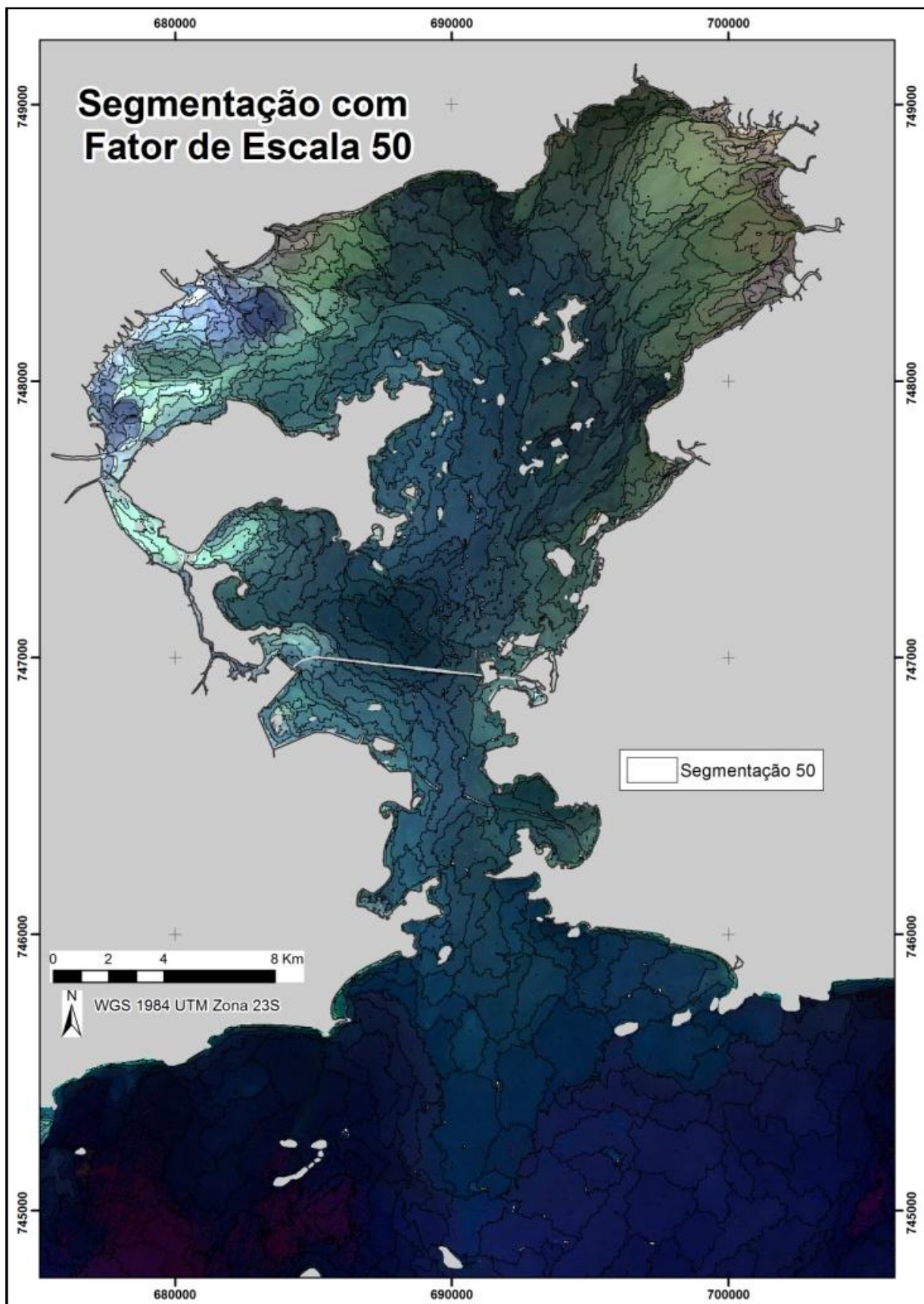


FIGURA 3.4: Composição colorida com contraste super saturado e segmentação da imagem com fator de escala 50.

Para realizar a classificação dos tipos de água, foi utilizado o algoritmo *Classifier*. Esse algoritmo permite a aplicação de funções de aprendizado de máquina, também denominados de sistemas baseados em conhecimento, para realização da análise (BAATZ & SCHÄPE, 2000; ESPINDOLA, 2006). Primeiro, o classificador é treinado através de objetos classificados na imagem como amostras de treinamento e é armazenado como uma cadeia na variável de configuração. Num segundo momento, o classificador treinado é aplicado ao domínio, sendo assim, classifica os objetos de imagem de acordo com o que aprendeu na primeira etapa.

Para elucidações conceituais, deseja-se esclarecer que na seleção de amostras e nas classificações realizadas nessa pesquisa, trabalha-se com objetos e não com os *pixels*. Portanto, cada objeto que é definido graficamente como um polígono, criado na etapa de segmentação, a partir do momento que é selecionado para representar uma classe, passa a ser uma amostra. Sendo assim, um conjunto de polígonos, ou seja, um conjunto de amostras cria a representação de uma classe determinada. As amostras são pequenos recortes parecidos que representam uma única classe. O programa considera cada polígono amostral individualmente, independente da continuidade espacial da amostragem de uma classe.

Para a classe água 1, 2 e 5 foram utilizadas 5 amostras, ou seja, 5 polígonos coletados. Na amostra de água 3 e 6 foram extraídas 9 amostras, na água 4 utilizou-se 15 amostras e na água 7, 8 amostras. Para determinar o número de amostras de cada classe, buscou-se obter áreas semelhantes e tipos de água com características espectrais concordantes. Além disso, nas áreas com maior mistura de águas, coletou-se mais amostras para dar conta da variabilidade.

Com base em dados obtidos em classificações teste, árvores de decisão e na literatura (AGUIAR et al., 2016; MELO et al., 2015; MELO, 2004; RANGEL et al., 2011; GUIMARÃES et al., 2007; BAPTISTA NETO et al., 2006), verificou-se um padrão de distribuição dos tipos de água na Baía de Guanabara, possibilitando a escolha de descritores mais adequados à classificação. Esses descritores foram criados para refinar o processo de classificação, baseada em mineração de dados. A classificação foi realizada utilizando as bandas 1 a 7 do sensor OLI/Landsat8 e o MNDWI. A maior parte dos descritores utilizados foram usados para descrever os objetos com base em suas propriedades espectrais. Os descritores usados foram: quantil, moda, média, desvio padrão, brilho, máxima diferença, assimetria, número de *pixels* e área.

3.4.RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.4.1. Condições Hidrográficas durante o experimento.

A imagem do dia 05/06/2015 foi obtida no momento de maré vazante, de sizígia, no outono e período seco. A Baía de Guanabara situa-se em área de clima tropical úmido, com verões quentes e chuvosos e invernos com forte influência da massa polar atlântica que gera os sistemas frontais. A temperatura média anual é de 23,7°C e a média anual de chuvas, ao longo de sua drenagem, varia de 30 mm a 291 mm ao mês. Dois períodos distintos destacam-se, o úmido, que se estende de dezembro a abril, e o seco, de junho a agosto (KJERFVE et al, 1997).

Verificou-se os totais pluviométricos, obtidos em estações meteorológicas (CEMADEN, 2015; ALERTA RIO, 2015; PROJETO VAZÃO ECOLÓGICA, 2016; INMET, 2015) na bacia da Baía de Guanabara, num período de 10 dias antes e no dia da data da passagem do satélite (Figura 3.5). Isso foi feito com o objetivo de averiguar se a imagem apresentava características de período seco ou úmido, independente da estação do ano. O dia do campo e no dia anterior, não houve precipitação na área. Nos dias 28 e 29 de maio de 2015, foram registrados os maiores índices pluviométricos desse período selecionado para análise. As temperaturas médias de quatro estações meteorológicas foram obtidas, mostrando médias características do período de outono/inverno no Rio de Janeiro, ou seja, temperaturas médias entre 20°C e 23,5°C. Apesar da data da imagem escolhida para a pesquisa situar-se no período seco, sempre há carreamento de MPS para a Baía de Guanabara pelos rios e escoamento superficial nas margens, porém, é bem menor quando comparado ao período úmido.

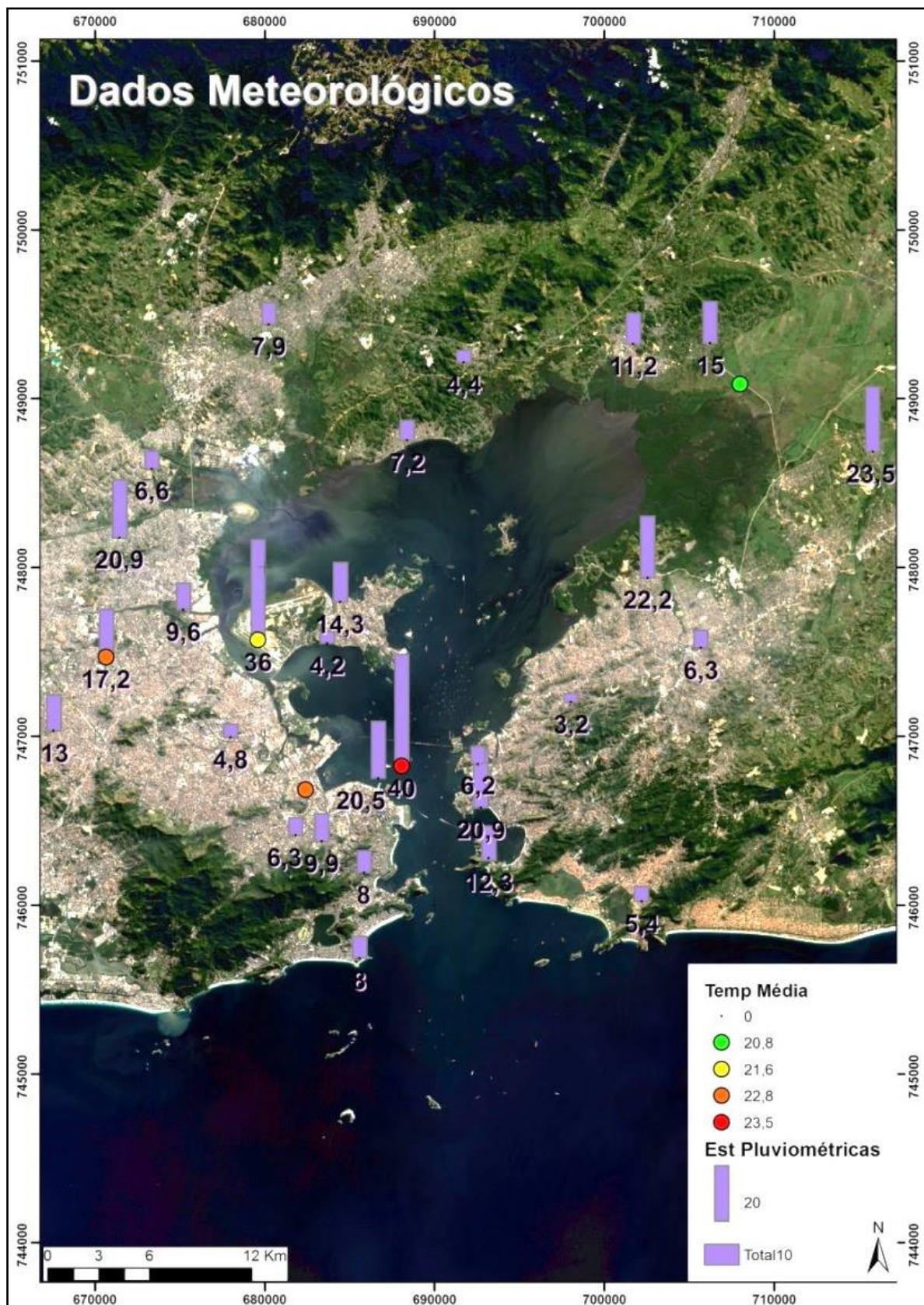


FIGURA 3.5: Temperatura média e Total pluviométrico de 11 dias, em estações situadas na bacia da Baía de Guanabara.

Fonte: CEMADEN, 2015; ALERTA RIO, 2015; PROJETO VAZÃO ECOLÓGICA, 2016; INMET, 2015.

O regime de maré é predominantemente semidiurno misto e a média de sizígia é de 1,1 m e a média de quadratura é de 0,3 m (KJERFVE et al, 1997). No dia e horário da passagem do Landsat 8, quando se obteve a imagem utilizada nesse trabalho, a maré na Baía de Guanabara era de sizígia e estava em período vazante (DHN et al., 2015) (Figura 3.6).

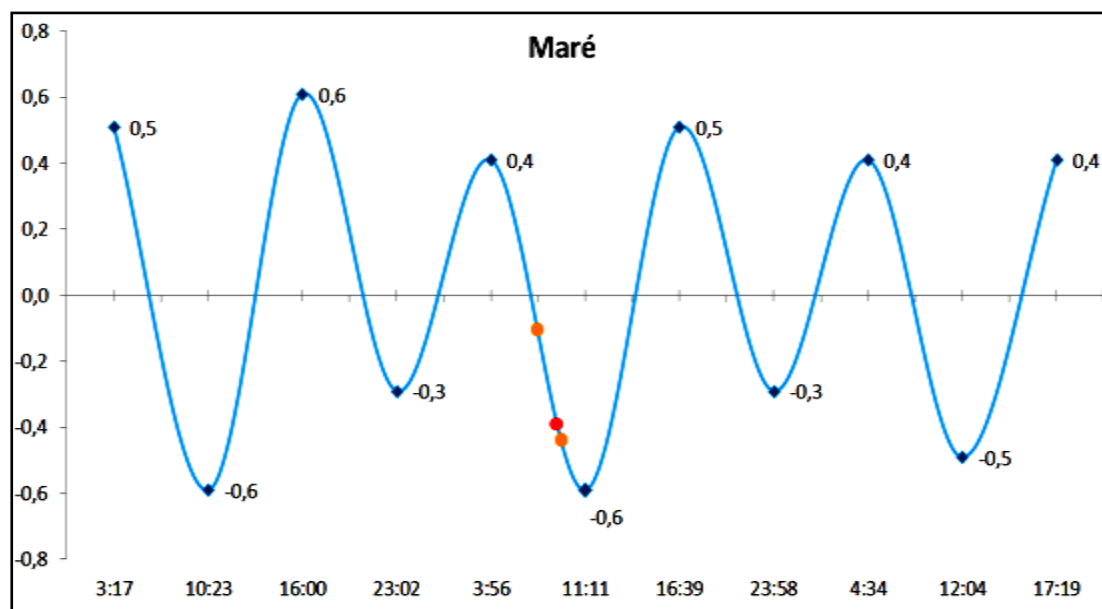


FIGURA 3.6: Maré da Baía de Guanabara/RJ, de um dia antes até um dia depois da coleta de campo. Os pontos em azul são as máximas da maré enchente e as mínimas da maré vazante. O ponto vermelho destacado é o momento do imageamento pelo satélite OLI/Landsat 8 na baía no dia 05/06/2015 (9:51h). Os pontos destacados em laranja são o horários de início (7:20h) e o fim da coleta (11:00h).

Fonte: DHN et al., 2015.

Uma das principais forçantes que determina a circulação no ambiente estuarino é a descarga fluvial (MELO, 2004). A baía recebe descarga de água doce constante de diversos rios, tais como, Caceribu, Macacu, Iguaçu, Saracuruna, Suruí, Magé, Estrela, Imboaçu, dentre outros. Para estimar a entrada de água doce na baía KJERFVE et al. (1997), utilizou relações semi-empíricas obtendo a vazão média anual de $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, variando entre $33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ em julho a $186 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ em janeiro e dezembro. Por meio do mesmo método (MIRANDA et al., 2002), estimou-se a vazão de água doce para a baía, do dia do campo e dos 10 dias anteriores, totalizando $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

3.4.2. Determinação das classes: tipos de água e bancos de lama.

A classificação ótica de massas de água facilita a compreensão de processos físicos e biogeoquímicos e permite otimizar algoritmos de cor do oceano (CARVALHO et al., 2014). Neste estudo, identificamos 7 classes óticas de águas na Baía de Guanabara e na plataforma continental interna adjacente à baía (Brasil), com base nos valores de reflectância dos objetos presentes na imagem. Foram realizados diversos testes de classificação, com mais e menos tipos de água, para determinar o número de amostras mais fiel à diversidade de sedimentos e à circulação da baía, na data da imagem selecionada. Ou seja, com base na reflectância por banda dos objetos da imagem, definiu-se as 7 classes de água. Quando se aumentava o número de classes elas apresentavam curva de reflectância muito semelhante à outra classe.

Como observa-se na figura 3.7 e na tabela 3.1, a amostra de água considerada como água 1, possui características de água oceânica sem tanto sedimento oriundo da Baía de Guanabara e foi coletada no oceano, próximo ao litoral do Rio de Janeiro, a oeste da baía. As amostras identificadas como água 2, localizam-se na desembocadura de rios da área da APA de Guapimirim, sendo assim, é uma água com muito sedimento em suspensão e matéria orgânica proveniente do manguezal. A água 3 foi selecionada na área a leste da ilha de Paquetá, próximo a margem leste da Baía de Guanabara, englobando a área de desembocadura do rio Imboaçu, litoral do município de São Gonçalo. As amostras da água 4 foram extraídas da área a noroeste da Ilha do Governador, canal do Galeão e entre a Ilha do Governador e a Ilha do Fundão. Trata-se de uma área com grande descarga de sedimentos e matéria orgânica, proveniente de rios altamente poluídos, tais como, o rio Pavuna, Irajá, que passam por áreas densamente urbanizadas e industrializadas. Foi identificada uma pluma, muito bem delineada e com características espectrais diferentes do entorno, na foz dos Rios Sarapuí e Iguaçu. Sendo assim, as amostras de água 5 foram extraídas dessa área. A água 6 foi amostrado no Oceano Atlântico, bem próximo à Baía de Guanabara, com o objetivo de identificar a pluma de sedimentos que sai da baía. As amostras da água 7, foram extraídas a leste da Ilha do Fundão.

Tabela 3.1:Localização e características das classes de água selecionadas na Baía de Guanabara/RJ, utilizando o sensor OLI/Landsat 8.

Amostra	Localização	Características
Água 1	Oceano próximo ao litoral a oeste da Baía.	Água oceânica sem tanto sedimento.
Água 2	Desembocadura de rios da área da APA de Guapimirim.	Água com muito sedimento em suspensão e materiais provenientes do manguezal.
Água 3	Leste da ilha de Paquetá, margem leste da Baía, desembocadura do rio Imboaçu.	Área com grande descarga de sedimentos e matéria orgânica, proveniente de rios altamente poluídos
Água 4	Noroeste da Ilha do Governador, canal do Galeão e Ilha do Fundão.	Área com grande descarga de sedimentos e matéria orgânica - rios altamente poluídos: Pavuna e Irajá.
Água 5	Foz dos Rios Sarapuí e Iguaçu.	Grande descarga de água doce altamente poluída.
Água 6	Contato do oceano com a Baía.	Mistura de água estuarina e oceânica.
Água 7	Leste da Ilha do Fundão.	Mistura de águas no canal central da Baía.

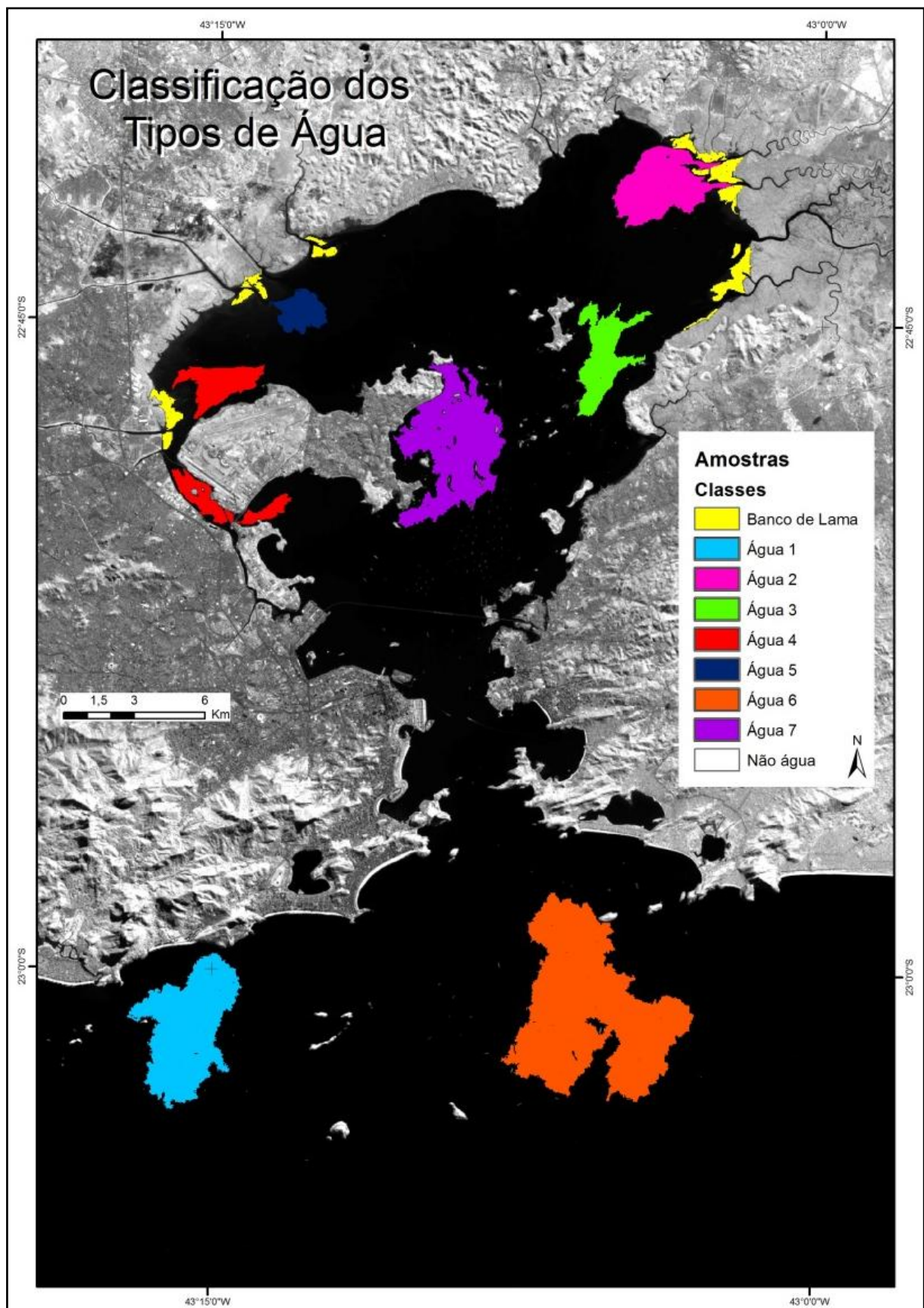


FIGURA 3.7: Amostras coletadas para a realização da classificação.

A tabela 3.2 e a figura 3.8 demonstram os valores de reflectância mínimos e máximos, por banda, em cada classe de água. Através deles pode-se observar diferenças significativas entre as classes. Na água 1 os valores de reflectância são os menores em relação às demais classes, não ultrapassando o valor 1,80% na banda 1 e apresentando decréscimo contínuo dos valores de reflectância, da banda 1 até a banda 7, característica de uma água com menos MPS, ou seja, mais pura (FERREIRA et al., 2009; POLIDORIO, et al., 2004). O que se destaca na água 2 são os maiores valores de reflectância se encontrarem na banda 3, entre 2,50% e 4,10%. Além disso, em algumas amostras, os valores de reflectância na banda 4 ultrapassam os valores da banda 1 e 2. Na água 3, verifica-se pequena absorção nas bandas 2 e 4 e valores de reflectância mais elevados na banda 3. Quando a concentração de clorofila aumenta na coluna d'água, observa-se decréscimo na reflectância nos comprimentos de onda do azul e do vermelho e um aumento na faixa do verde (JENSEN, 2011). A água 4 é a que apresenta os maiores valores de reflectância, principalmente na faixa do visível. Sabe-se que com o aumento da concentração de MPS, a reflectância aumenta, principalmente, na região do visível (BREUNIG et al., 2007). A classe de água 5 foi selecionada por se destacar visualmente na imagem e por ser a pluma formada próxima à foz de um importante rio contribuinte na baía, o rio Iguaçu. Seu comportamento espectral assemelha-se à classe 7, mas apresenta maior variação entre valores máximos e mínimos, e a banda 5, possui valores mais elevados em relação a essa mesma banda na classe 7.

A água 3, distingue-se da água 6 na banda 4 e na banda 5, com valores bem superiores. Na água 7, a banda 1 possui valores mais elevados que as demais, variando entre 3,00% e 4,00%. Já na água 6, as bandas 1, 3, 4 e 5 possuem valores bem menores que aqueles encontrados na água 7 nessas respectivas bandas. À medida que a concentração de MPS aumenta, além de elevar os valores de reflectância no visível, também aumenta os valores nos comprimentos de onda mais longos (JENSEN, 2011), como observou-se na banda 5 das amostras 2, 4 e 5, e, em um pouco também nas amostras 3 e 7.

Tabela 3.2: Valores mínimos e máximos de reflectância (%), por banda, em amostras dos tipos de água e banco de lama.

	Água 1		Água 2		Água 3		Água 4		Água 5		Água 6		Água 7		Banco de Lama	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
B1	1,30%	1,80%	2,20%	3,30%	2,10%	3,00%	5,00%	8,50%	3,50%	5,00%	2,00%	3,00%	3,00%	4,00%	2,80%	6,00%
B2	0,80%	1,20%	2,00%	3,10%	1,20%	2,30%	5,00%	7,50%	2,50%	4,00%	1,50%	2,50%	2,20%	3,20%	2,70%	6,00%
B3	0,10%	0,25%	2,50%	4,10%	1,20%	2,20%	4,50%	8,50%	1,50%	4,00%	0,50%	1,50%	1,80%	2,80%	2,90%	4,80%
B4	0,10%	1,00%	1,50%	3,50%	0,80%	1,50%	3,50%	6,00%	1,00%	2,50%	0,10%	0,50%	0,90%	1,40%	3,00%	4,90%
B5	0,15%	0,30%	0,55%	1,30%	0,25%	0,70%	1,00%	3,00%	0,70%	1,50%	0,05%	0,15%	0,30%	0,80%	2,50%	9,00%
B6	0,03%	0,05%	0,04%	0,12%	0,06%	0,12%	0,15%	0,55%	0,10%	0,50%	0,03%	0,10%	0,10%	0,30%	0,10%	6,00%
B7	0,02%	0,06%	0,09%	0,12%	0,09%	0,15%	0,15%	0,45%	0,10%	0,30%	0,09%	0,15%	0,10%	0,21%	0,50%	3,70%

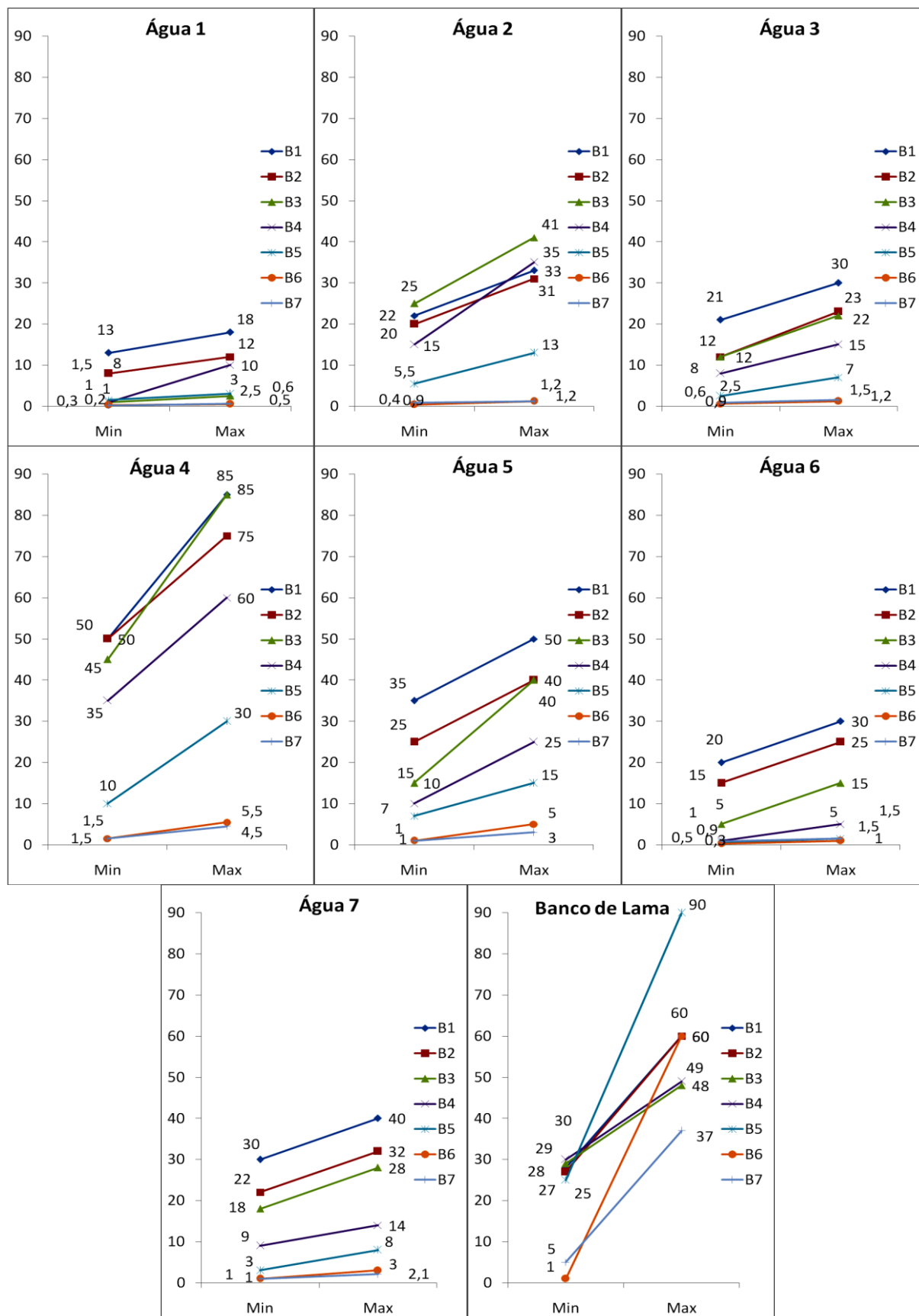


FIGURA 3.8: Valores mínimos e máximos de reflectância nas bandas 1 a 7 por classe de água e banco de lama.

Na classificação, para a criação dos descritores, os cálculos não são realizados baseando-se apenas num polígono, e sim, no conjunto amostral, buscando responder pelo conjunto. Principalmente na água, onde não conseguimos observar distinções com tanta clareza como em outros alvos, por vezes uma amostra revela-se discrepante do conjunto. Os alvos no continente ou a delimitação entre água e continente são mais visíveis. Diferenciar os tipos de água é uma tarefa bem mais complexa, pois, muitas vezes, não são distintas visualmente, mas possuem elementos, composição e origem bem diferentes. Os gráficos abaixo (Figura 3.9) mostram que todos os polígonos selecionados para uma amostra são semelhantes entre si e distintos com relação a outras amostras. Com isso, buscamos justificar a escolha das amostras que representam uma mesma classe.

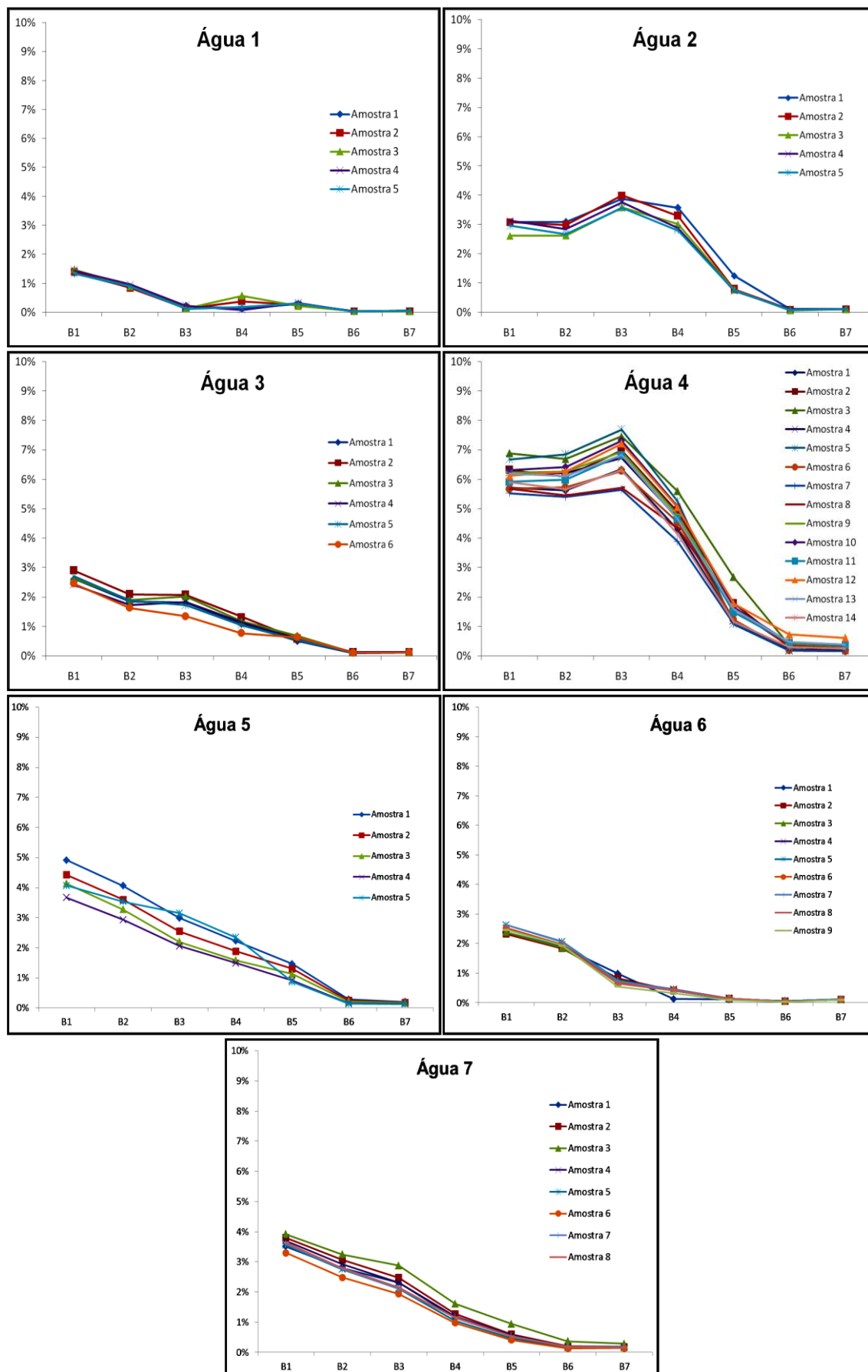


FIGURA 3.9: Valores de reflectância de cada amostra por classe de água.

A Baía de Guanabara apresenta alguns bancos de lama localizados nas desembocaduras dos principais tributários. Desta forma, é necessário que se crie uma classe específica para esta feição afim de evitar qualquer equívoco na etapa de classificação. Além disso, a resposta espectral destas feições é bem diferente das demais classes de água e apresentam dois grupos de amostras evidenciados pela curva de reflectância (Figura 3.10). Um comprimento de onda que separa muito bem a água do continente é a banda 5. Nessa banda, a água possui grande absorção e o continente, ilhas, embarcações, construções e os bancos de lama, apresentam valores de reflectância mais elevados (JENSEN, 2011). Em todas as amostras de banco de lama, pode-se observar um pico de reflectância na banda 5, diferenciando-as claramente das amostras de água.

As amostras de banco de lama de 1 a 16 (em azul), foram coletadas na foz de rios a nordeste da Baía de Guanabara, na área junto ao manguezal de Guapimirim e as amostras 17 e 18 (em verde) foram coletadas na foz do rio Estrela. O segundo grupo, que abarca as amostras 19 a 25, apresentou diferenças na reflectância das bandas 1 e 2. As amostras 19 a 21 (em amarelo), foram extraídas da foz do rio Iguaçu/Sarapuí, e as amostras de 22 a 25 (em vermelho), na foz dos rios Pavuna e Irajá, área a noroeste da Ilha do Governador.

A diferença encontrada na resposta espectral pode estar relacionada às diferenças nas características dos bancos de lama, seja no teor de água, sedimentos ou matéria orgânica oriunda dos rios poluídos. O comportamento espectral dos bancos de lama nas amostras 1 a 16, indicam a possibilidade da presença da clorofila por causa do pequeno pico na reflectância da banda 3 e a leve absorção nas bandas 2 e 4 (JENSEN, 2011). Os valores de reflectância menores nas bandas 1 e 2, em relação ao segundo conjunto de amostras, demonstra que o primeiro conjunto forma um banco de lama mais escuro. Já o segundo grupo de amostras, apresenta valores de reflectância mais elevados nos menores comprimentos de onda, com decréscimo contínuo até a banda 4. Todas as amostras apresentam o mesmo comportamento nas bandas 5, 6 e 7, com um grande aumento da reflectância na banda 5 e posterior diminuição dos valores até a banda 7.

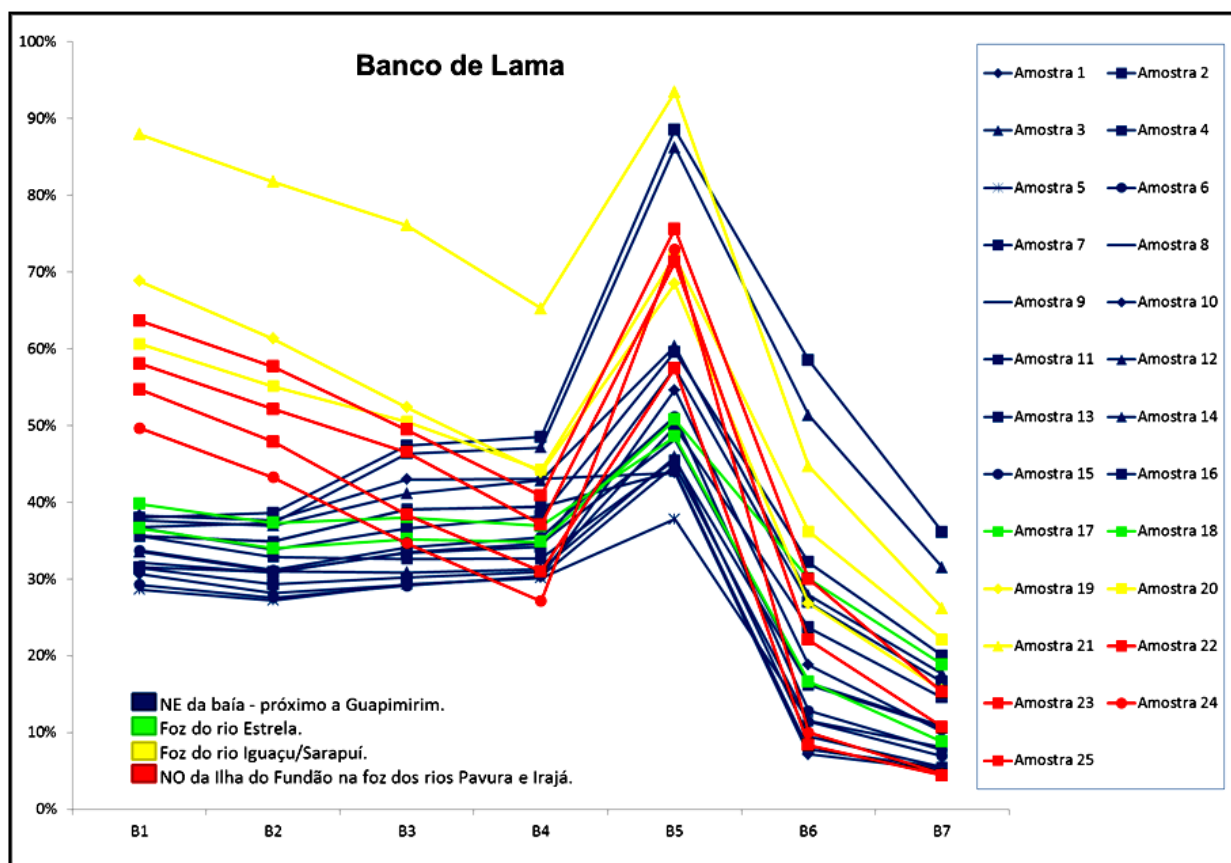


FIGURA 3.10: Valores de reflectância de cada amostra da classe banco de lama.

3.4.3. Classificações dos tipos de água na baía.

Na imagem OLI/Landsat8 do dia 05/06/2015, foram testadas diversas classificações, com variados métodos, descritores, bandas e índices (Figura 3.11 e Tabela 3.3). Observou-se que, mesmo com todas as diferentes combinações e surgimento de singularidades, alguns padrões se repetiram em todas as classificações. Por isso, optou-se, num primeiro momento, por não eleger um método como o melhor, mas sim destacar as semelhanças nas classificações realizadas.

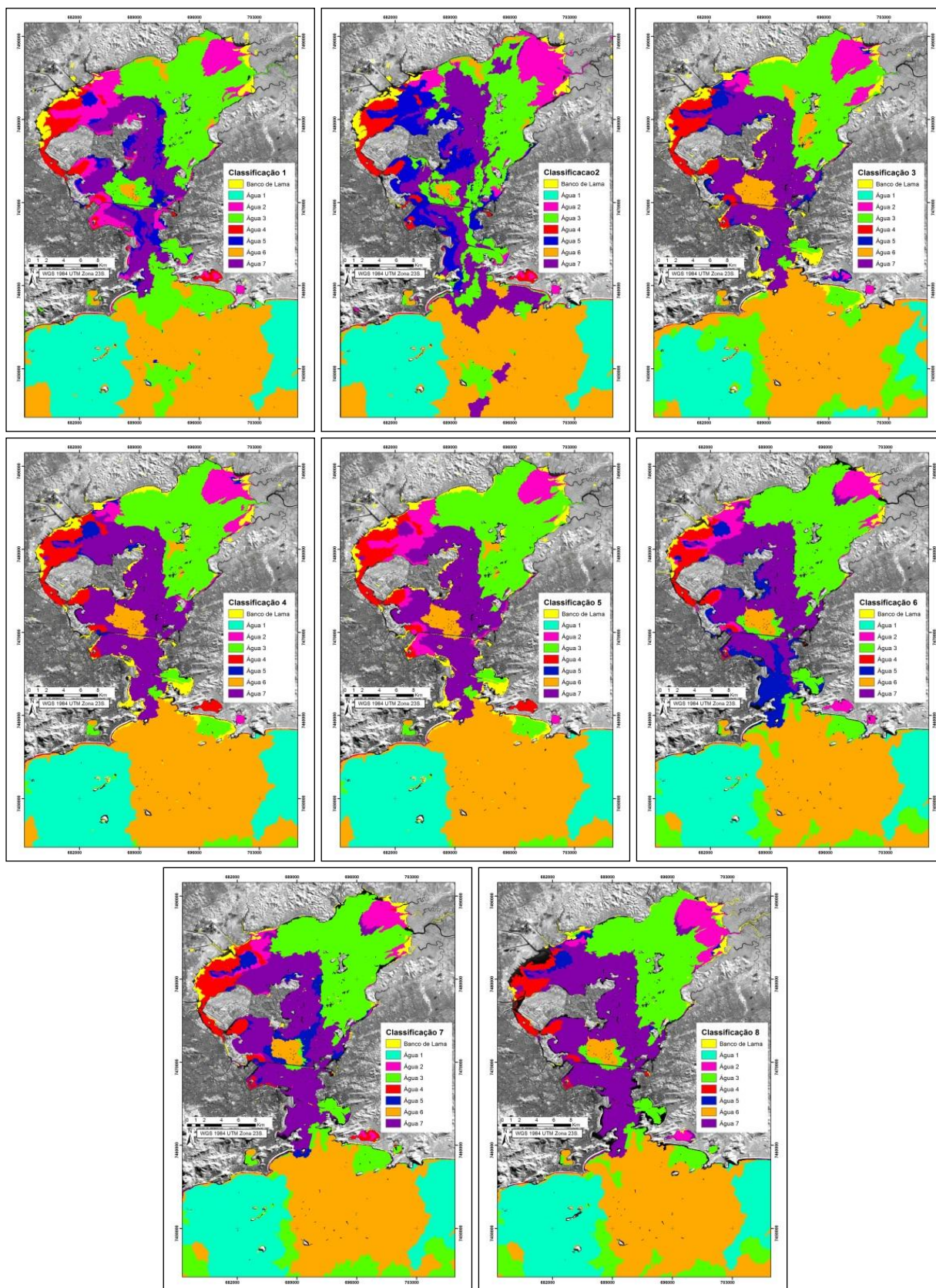


FIGURA 3.11: Classificações realizadas na imagem do sensor OLI do dia 05/06/2015.

TABELA 3.3: Dados de entrada e descritores de cada classificação.

	Classificações							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Bandas: 1 a 7	X	X	X	X	X	X	X	X
Banda: 8			X	X	X			
NDVI			X	X	X			
MNDWI			X	X	X	X	X	X
Descritores:								
MNDWI (calculado pelo programa)	X							
NDVI (calculado pelo programa)	X							
Média	X	X	X	X	X	X	X	X
Brilho	X	X	X	X	X	X	X	X
Máx. Diferença	X	X	X	X	X	X	X	X
Desvio Padrão	X	X	X	X	X	X	X	X
Quantil 50%			X			X		X
Moda			X	X		X		X
Área								X
Número de Pixels	X	X	X	X	X	X	X	X

3.4.4. Similaridades encontradas nas classificações.

Pode-se observar nas classificações algumas características que se repetem em todas elas, gerando alguns padrões.

3.4.4.1. Área de influência da Baía de Guanabara na zona costeira.

Uma das grandes relevâncias em se estudar ambientes estuarinos é conseguir determinar a capacidade de exportação de poluentes para a área costeira (MELO, 2004). Daí o grande interesse em identificar e delimitar a pluma estuarina, já que relaciona-se com a importância do conhecimento acerca da exportação de propriedades ou de substâncias, como salinidade, sedimentos em suspensão, produtos químicos naturais ou patogênicos, materiais biológicos e nutrientes (MIRANDA et al., 2002).

As plumas costeiras, também denominadas plumas de turbidez, têm papel fundamental no transporte de material entre continente e oceano. As plumas costeiras, devido a sua maior concentração de MPS, destacam-se nas imagens, contrastando com as águas oceânicas. A dinâmica de dispersão da pluma estuarina pode ser controlada por diversos fatores, tais como, magnitude e frequência da descarga fluvial, regimes de ventos, de correntes e de maré, batimetria local e da força de Coriolis (PIMENTA et al., 2005; RODRIGUES et al., 2009). Sua dispersão é determinada pela vazão dos rios, pelas correntes de maré, pelos ventos e pelo regime de ondas, em conjunto com a configuração geomorfológica do litoral e da plataforma continental (OLIVEIRA et al., 2012).

Foi delineada a área de influência direta da Baía de Guanabara na região costeira, em 3 faixas de diluição opticamente ativas, do dia 05/06/2015, no momento do imageamento (Figura 3.12). A passagem do OLI/Landsat 8 sobre a baía ocorreu bem próximo da influência máxima da maré vazante (Figura 3.6), sendo assim, a pluma estava, no momento do dia do seu máximo alcance na zona costeira. Ainda que não seja o limite exato da pluma, já que não possuímos dados de salinidade ou temperatura e outras propriedades que são importantes para a delimitação da pluma (RUCHIGA, 2014; OLIVEIRA et al., 2012; OLIVEIRA, 2009), do dia do imageamento, usou-se esse termo para diferenciar a área de influência da baía, através dos componentes opticamente ativos visualizados na imagem OLI/Landsat 8.

Para determinar as melhores bandas espectrais da imagem para realizar a composição colorida e destacar a pluma, foi feita a correlação entre valores de MPS (SOARES et al., 2016) e os valores de reflectância da imagem por banda. As melhores correlações foram observadas nas bandas 3, 4 e 8, com valores de 0,78, 0,82 e 0,87, respectivamente, justificando a escolha dessas bandas para a identificação da área de influência da baía na região costeira.

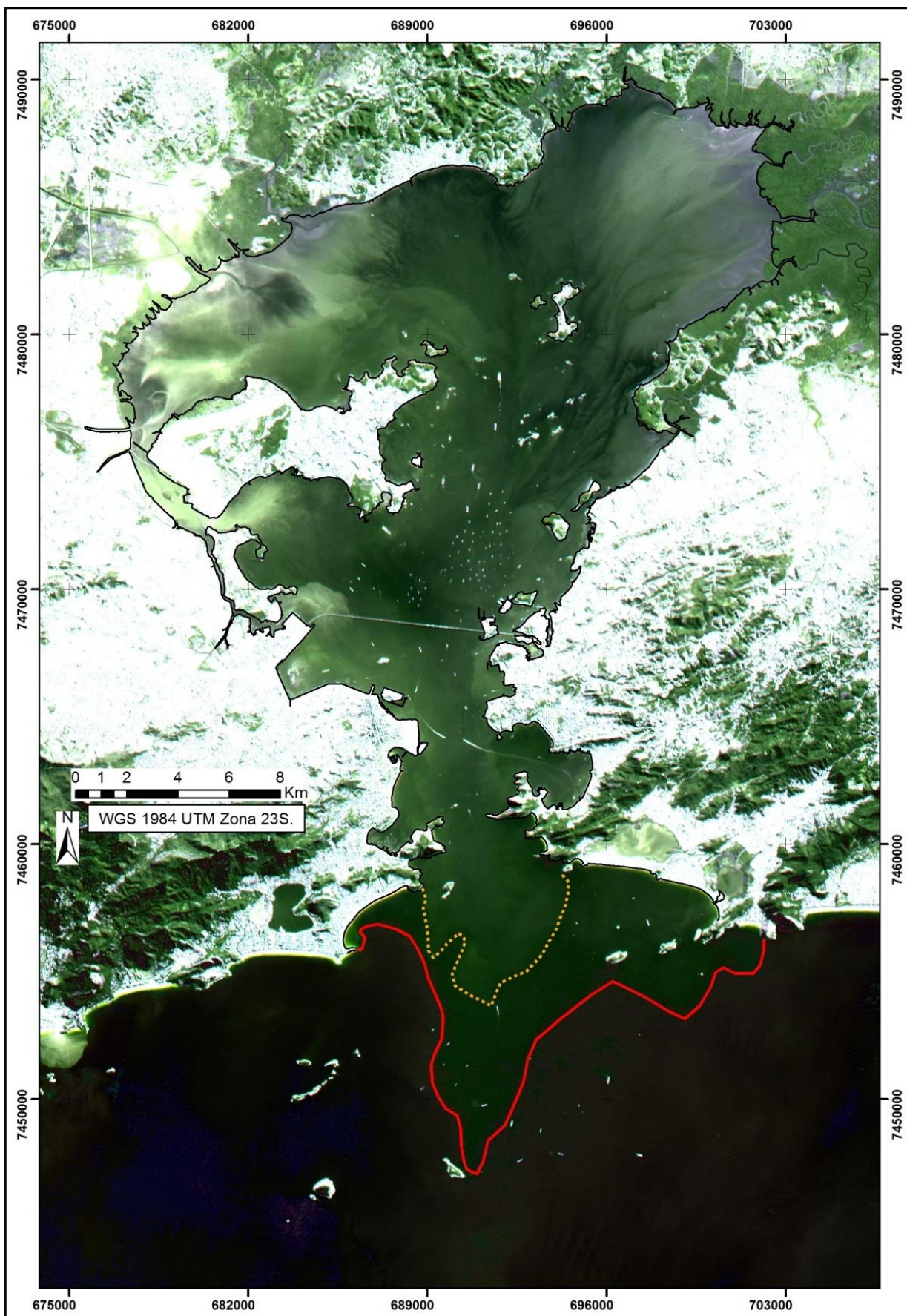


FIGURA 3.12: Estimativa do limite da pluma, em duas faixas de diluição, considerando-se apenas os componentes ópticamente ativos, através da composição colorida (8/3/4) da imagem

do sensor OLI/Landsat 8, do dia 05/06/2015. A linha amarela pontilhada demarca a primeira faixa, com mais MPS e a linha vermelha marca o segundo limite da pluma de sedimentos, bem diferenciados na imagem.

Alguns trabalhos verificaram que na maior parte do tempo a pluma apresenta uma propagação para leste, mas em alguns momentos apresentou propagação para sudoeste e oeste (RUCHIGA, 2014). Foi identificada uma área no oceano com água proveniente da baía, que apresentou nesse instante, deslocamento maior para a parte do oceano a leste da baía, área de Niterói e Maricá. Apesar dessa área ter concentrações baixas de MPS (água 6), são maiores que as águas vizinhas (água 1), destacando-se na imagem através de valores de reflectância bem distintos. Na data trabalhada, por ser característica de período seco, a pluma não se apresentou muito extensa, já que possui relação direta com a sazonalidade da descarga fluvial para a baía. Sendo assim, a água tipo 6 é característica da pluma, ou seja, é uma água de influência da baía na região costeira.

3.4.4.2. Duas classes de água bem distintas a NO e a NE.

Em todas as classificações, pode-se destacar dois tipos de água distintos no fundo da baía. A área do fundo da baía possui diversas desembocaduras de rios e as águas presentes ali são um reflexo da água desses rios. A maior descarga de água doce para a baía ocorre pelas laterais, influenciando o gradiente de salinidade e a distribuição do MPS, mais elevados em suas margens. A Baía de Guanabara possui uma bacia de drenagem com área de cerca de 4.600 km², englobando quase toda a região metropolitana (GUIMARÃES et al., 2007; KJERFVE et al., 1997). Sendo assim, há total coerência da água do nordeste da baía ser diferente da água e noroeste.

A área do fundo da baía a nordeste, recebe as águas de rios que passam pela APA de Guapimirim, com amplos canais de maré associados ao manguezal. Esses rios, tais como o Macacu, Guapi, Guaraí e Guaxindiba, contribuem com grande aporte de água doce para a baía. Outro rio que gera grande aporte de água para a baía é o Imboaçu, passando pelo município de São Gonçalo, que apresenta condições de grande degradação.

Os rios que desaguam na baía a noroeste e a oeste, passaram por grandes intervenções, como a canalização, dragagem e retificação dos canais, aumentando a taxa de assoreamento da baía e as enchentes crônicas nas cidades (AMADOR, 1997). Essa área, capta as águas de rios como o Iguaçu, Sarapuí, Pavuna, Estrela, dentre outros, que passam por áreas altamente urbanizadas, como a Baixada Fluminense e a cidade do Rio de Janeiro, recebendo esgoto

doméstico sem tratamento, resíduos industriais, insumos agrícolas e muito material particulado, sendo assim, altamente poluídos (KJERFVE et al., 1997; JICA, 1994). Percebe-se também classes de águas distintas nas margens leste e oeste e no canal central, fato que também ocorre pela influência dos rios e canais contribuintes.

Segundo Kjerfve et al. (1997) e Oliveira et al. (2016), as maiores concentrações de clorofila-a se encontram nas margens leste, oeste e noroeste ($\text{Chl-a} > 70 \text{ mg.m}^{-3}$), por conta do grande aporte fluvial e emissários urbanos/industriais na área. Afirmam também, que altas concentrações são observadas no extremo norte e que as menores concentrações situam-se no canal principal de circulação. Assim como, que a porção nordeste apresenta valores constantes de clorofila-a ($\text{Chl-a} \sim 30 \text{ mg.m}^{-3}$) o ano todo e menores que o noroeste. Neste caso, a diferença entre as concentrações de clorofila, na porção nordeste e noroeste, consiste em aspectos como maior aporte de nutrientes, em função do esgoto doméstico e circulação mais restrita.

Sendo assim, acredita-se que a água 2 é diretamente influenciada pelo manguezal de Guapimirim. Já a água 5 possui muitos nutrientes, sendo dominada pelo CDOM, por conta do esgoto, resíduos industriais e fertilizantes agrícolas (AGUIAR et al., 2016; MELO et al., 2015; AURIM & DIERSEN, 2012; BREZONIK et al., 2015; SLONECKER et al., 2016). A água 4 também possui essas características, porém, como maior concentração de MPS. Nas áreas onde a velocidade da água é menor, percebe-se a maior concentração de MPS, ligada à área de circulação restrita.

3.4.4.3. Água da região do canal central.

A batimetria da Baía de Guanabara (Figura 3.13) é complexa, devido a sua origem por tectonismo e posterior afogamento marinho de uma bacia fluvial pleistocênica e pela sedimentação estuarina. Apresenta profundidade média de 7 metros, com 80% de sua área expondo valores inferiores a 10 metros. O canal central da Baía de Guanabara apresenta direção norte-sul e se estende da desembocadura até a porção mais interna da baía, tornando-se mais rasa até desaparecer por completo em decorrência da sedimentação. Na boca da baía o canal principal se divide em dois, onde o canal da esquerda sofre estreitamento e é contínuo, já o canal da direita se estreita e desaparece em alguns pontos. Na área entre a Ilha do Governador e a Ilha de Paquetá o canal central se divide em dois ramos: um a noroeste, contornando a Ilha do Governador, e outro a nordeste em torno da Ilha de Paquetá. É a área mais funda da baía, onde as profundidades são superiores a 20 metros, podendo ultrapassar os 50 metros (KJERFVE et al., 1997; MELO et al., 2015; AMADOR, 1997; GUIMARÃES et al., 2007).

Mapa Batimétrico da Baía de Guanabara, RJ

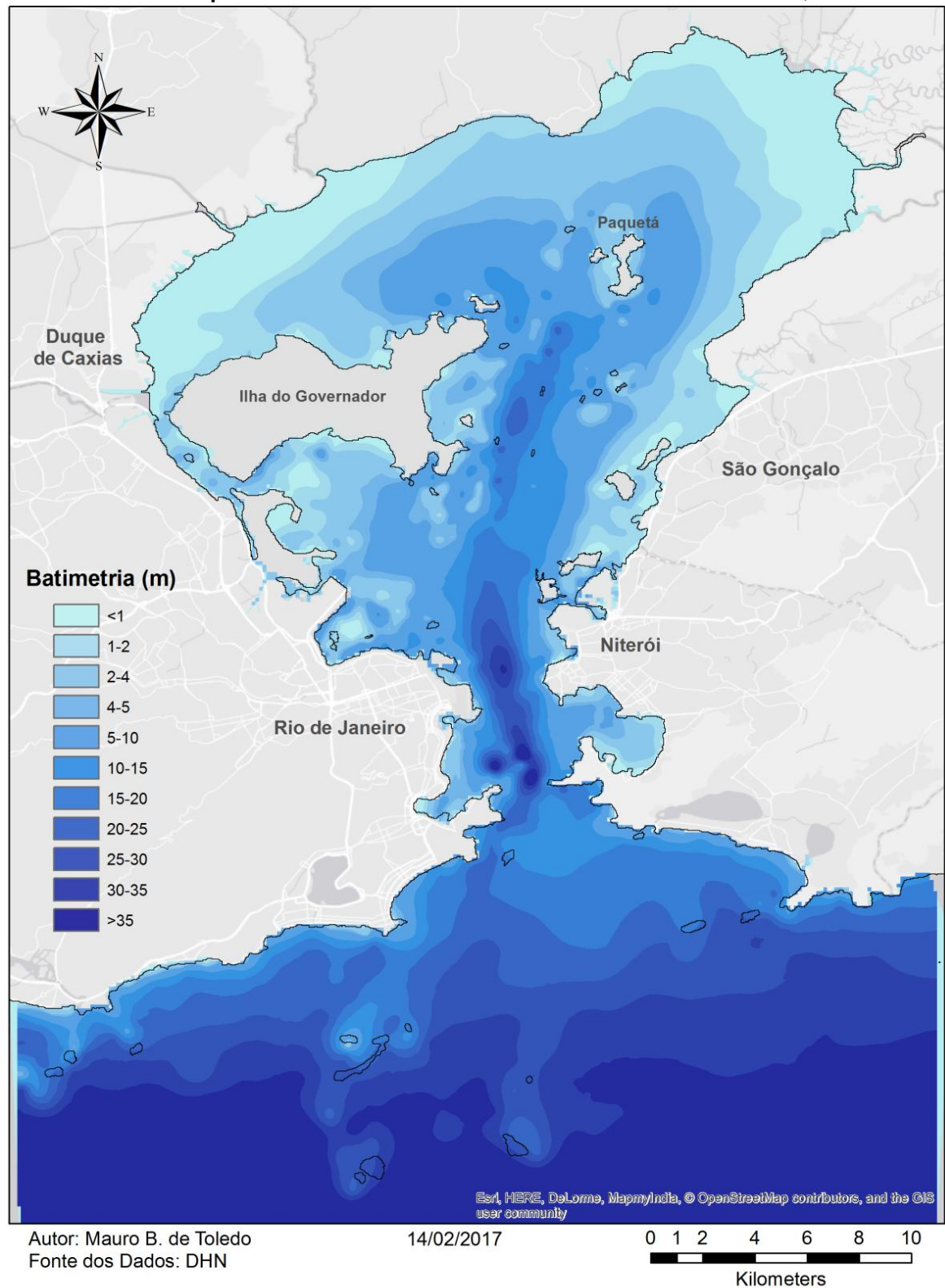


FIGURA 3.13: Batimetria da Baía de Guanabara/RJ.

No canal central a velocidade das correntes são mais elevadas e há contato direto com a área costeira, ou seja, com a água de origem marinha. A região do canal central e suas ramificações no fundo da baía são os locais onde ocorrem os principais fluxos da água marinha e consequente mistura com a água continental, dentro da baía, com baixa concentração de MPS, cerca de (5 mg L^{-1}) (SOARES et al., 2016). Diversos trabalhos corroboram essa observação (KJERFVE et al., 1997; OLIVEIRA et al., 2016).

Como a vazão estava baixa, no momento do imageamento, a influência marinha foi detectada até a região do fundo, na porção oeste, marcada pela classe de água 7. Na porção leste, embora haja uma ramificação neste sentido, não ocorreu o mesmo em função da influência dos tributários desta região, que contribuíram com uma concentração maior de MPS, criando outro tipo de água, o tipo 3. Pode-se observar uma diferença nítida na concentração de MPS entre essas duas classes de água, apresentando valores de $5 - 20 \text{ mg L}^{-1}$ na classe de água 3 e $2 - 4 \text{ mg L}^{-1}$ na água 7 (SOARES et al., 2016).

3.4.4.4. Estrutura hidrodinâmica em forma elíptica.

Entre a ponte Rio-Niterói, a Ilha do Fundão, ao sul-sudeste da Ilha do Governador, destaca-se uma área em formato elíptico, com classes de água diferentes do entorno. Como essa é uma área que apresenta um gradiente lateral intenso (KJERFVE et al., 1997; JICA, 1994; BÉRGAMO, 2006) oriundo da irregularidade da linha de costa da baía e configuração da batimetria, existe uma variação lateral de velocidade que pode gerar estruturas dinâmicas como a observada na imagem e delimitada pela técnica de classificação, semelhante a um vórtice (Figura 3.13 e 3.14). Mas cabe ressaltar que nenhum estudo foi realizado para averiguar os mecanismos de formação desta estrutura dentro da baía.

Segundo Souza (2008), os vórtices são feições bem delineadas, definidas, elípticas, em que gradientes de propriedades físicas o delimitam em superfície e em subsuperfície em relação às águas do entorno. Eles são responsáveis por uma parte de processos de troca de nutrientes, salinidades, temperatura, energia.

Observando as classificações e as razões de bandas, podemos destacar que a área central dessa estrutura possui um tipo de água com menos MPS e menos clorofila-a. Apresenta valores de reflectância inferiores a área entorno, podendo-se destacar duas características: valores da banda 6 (SWIR 1) inferiores aos da banda 7 (SWIR 2) e valores muito menores na banda 8 (PAN) em relação aos verificados nas áreas adjacentes. A elipse no entorno dessa área central, apresenta valores de MPS, clorofila-a e reflectância mais elevados que a área entorno. Por conta dessas observações e do conhecimento acerca da circulação na baía (JICA, 1994; KJERFVE et

al., 1997; BÉRGAMO, 2006), levanta-se a hipótese que essa estrutura é um vórtice ciclônico, gerado pelas diferentes velocidades das correntes. A velocidade das correntes é mais intensa no canal central do que nas áreas adjacentes (JICA, 1994; MELO, 2004), provocando assim o movimento ciclônico, gerando um movimento ascendente, em que a água do fundo, mais salina, mais densa e com menos MPS, é levada à superfície, ficando com as mesmas características da água costeira. Como não há coleta de dados como salinidade, temperatura, etc. dessa área no dia do imageamento, buscaremos comprovar essa afirmativa em trabalhos futuros.

3.4.5. Razão de Bandas.

Para buscar verificar as informações supracitadas, geradas pelas classificações, foi realizada uma razão de bandas e observou-se que ela confirma alguns elementos destacados na classificação. As razões de bandas são modelos que buscam demonstrar a relação entre a reflectância de sensoriamento remoto e as propriedades ópticas da água (POLIDORIO et al., 2004; CHENG et al., 2013). A razão entre bandas destaca sutis diferenças entre alvos na imagem, mas tem a desvantagem de exagerar ruídos e superestimar alguns dados. No presente trabalho, não foram levados em consideração os valores atribuídos pelo modelo às concentrações de clorofila-a, mas o seu comportamento em relação à distribuição espacial das feições superficiais na Baía de Guanabara.

Foi aplicado o modelo Red/NIR (B4/B5) (Figura 3.14) que estimou a clorofila-a (HAN et al., 1997; CHENG et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2016). Segundo Oliveira et al. (2016), utilizando as bandas espectrais estrategicamente posicionadas, os modelos buscam minimizar as contribuições de diversos constituintes para absorção e reduzir o espalhamento do MPS, aumentando a sensibilidade do modelo para as variações de clorofila-a.

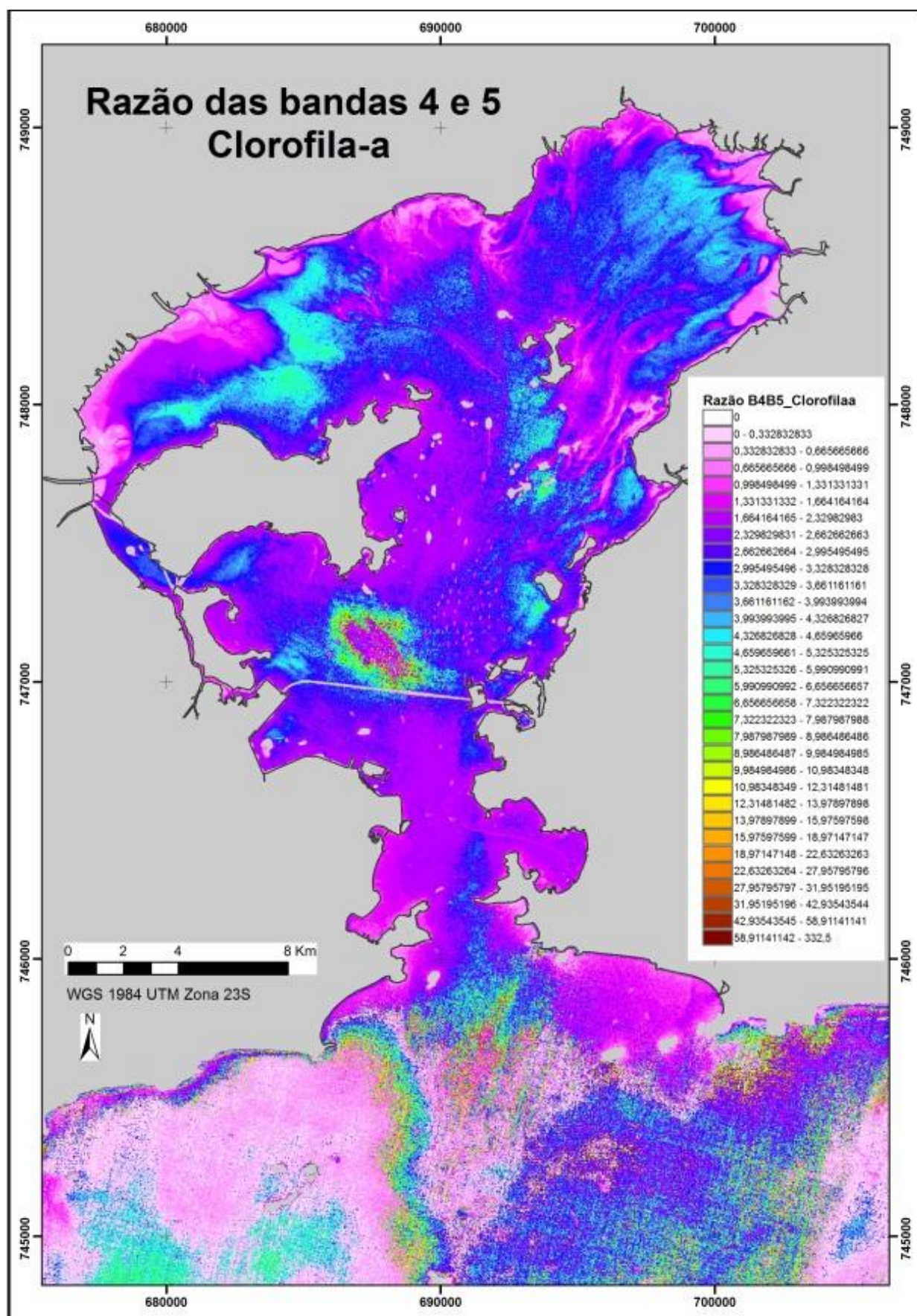


FIGURA 3.14: Razão da B4 pela B5 (Clorofila-a).

O ambiente estuarino tem papel fundamental para a nutrição de ecossistemas costeiros, através da exportação de MPS e elementos biogênicos. A variabilidade da produtividade primária está relacionada a condições favoráveis de luz e nutrientes (NOERNBERG et al., 2007; OLIVEIRA et al, 2012). A decomposição da matéria orgânica é uma das principais fontes internas de nutrientes na água e isso é o que sustenta a elevada produtividade em áreas da plataforma. Pode-se verificar (Figura 3.14) uma grande concentração de clorofila-a na área de influência da baía no oceano e em sua borda e na região central da Baía de Guanabara onde se formou a estrutura hidrodinâmica em forma elíptica.

3.4.6. Classificação destacada.

A variabilidade dos tipos de água na Baía de Guanabara podem ser explicados pela vazão dos rios (influenciada diretamente pela precipitação), pela localização do aporte de água doce, pelo padrão de distribuição de salinidade, regime de ventos, disponibilidade de luz, variação da maré, morfologia do estuário, estratificação da coluna d'água e aporte de resíduos industriais, esgoto doméstico e fertilizantes agrícolas (AMADOR, 1997; BARROS, 2002; MELO, 2004; OLIVEIRA et al., 2016).

Como a baía é muito dinâmica, qualquer intervenção gera uma resposta muito rápida, impactando diretamente na resposta dos elementos ópticamente ativos na água. Com o aumento da interferência antrópica na bacia da Baía de Guanabara, mais complexos tornam-se os padrões espaciais de suas águas, pois maior é o aporte de sedimentos e nutrientes (KJERFVE et al., 1997; AMADOR, 1997; MAYR, 1998; AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016). As regiões marginais da baía apresentam maior concentração de MPS em relação às áreas mais centrais, principalmente, próximo à desembocadura de rios, canais e emissários. Porém, dependendo do regime hidrodinâmico, essas concentrações mais elevadas podem ser transportadas para as áreas mais centrais (JICA, 1994; MELO, 2004; GUIMARÃES et al., 2007).

Uma das classificações foi destacada para a realizar a análise sinótica dos tipos de água presentes na Baía de Guanabara no momento do imageamento, no dia 05/06/2015. Para selecionar uma classificação destacar, dentre todas realizadas, utilizou-se como critérios:

- a) a configuração dos bancos de lama, já que são feições facilmente identificáveis na imagem;
- b) os limites dos tipos de água classificadas de acordo com algumas feições principais, bem marcadas na imagem, tais como plumas de alguns rios, maior concentração de MPS no canal do Galeão e no canal do Cunha, dentre outras;

c) as razões de bandas entre Red/NIR e entre Green/NIR, que destacaram a distribuição de clorofila-a e de sólidos em suspensão, respectivamente, na baía;

d) a composição colorida 8/3/4, com contraste saturado, destacando diferentes feições e concentrações de MPS.

As classificações 3, 4, 5, 6 e 8 (Figura 3.11) foram excluídas porque não delimitaram os bancos de lama e apresentaram bancos de lama na enseada de Copacabana e de Jurujuba, que não existem. Além disso, a classificação 6 apresentou o tipo de água 5 no canal central da baía, próximo à área costeira. A classificação 2 criou um excesso de detalhes, apresentando muitas diferenças no canal central da baía. Entre as classificações restantes, a 1 foi escolhida (Figura 3.15) por delimitar melhor os tipos de água e apresentar regiões mais homogêneas e mais condizentes com a realidade (JICA, 1994, MAYR, 1998; BARROS, 2002).

Com o nível de detalhamento obtido, conseguiu-se por meio dessa classificação visualizar grandes áreas e observar como elas se caracterizam de forma diferenciada. Ela foi considerada a melhor opção, pois conseguiu isolar grandes áreas e mostrar os padrões que se repetem nas demais classificações, valorizando as características observadas sistematicamente.

Optou-se por não realizar edição manual na classificação final, pois a água é um meio muito dinâmico, que se altera rapidamente. As edições manuais são realizadas em alvos que já são conhecidos e não resta dúvida sobre sua classe, como um telhado ou um tipo de vegetação. Num alvo como a água de um estuário, essas alterações seriam realizadas com base no que é esperado e não em observações, podendo assim fazer com que singularidades fossem ignoradas e dados fossem mascarados (MIRANDA & KJERVFE, 2002).

A classificação 1 (Figura 3.15) destacou os diferentes tipos de água e evidenciou os dados expostos pela literatura. Ela é um reflexo do comportamento espectral da água associado a um conjunto de componentes opticamente ativos (OLIVEIRA et al., 2016). O elemento proeminente se destaca, de acordo com seu comportamento espectral e determina o enquadramento da água em uma determinada classe. Essa classificação delineou bem os bancos de lama presentes a noroeste e nordeste da baía, contíguos a desembocaduras de rios.

A nordeste, no fundo da baía, destaca-se a classe de água 2, caracterizada pela intensa descarga fluvial e grande concentração de MPS. É uma área localizada na desembocadura de importantes contribuintes, como o rio Caceribu, Macacu, Guaraí, dentre outros. Essa mesma classe, a água 2, aparece em outras partes, destacando a presença de alta concentração de sedimentos nas margens da baía (média de 6 a 8 mg L⁻¹, ultrapassando esses valores em algumas áreas). Em várias partes do entorno da Ilha do Governador, próximo à Ilha do Boqueirão e da Ilha D'água, essa classe aparece, como um reflexo de áreas protegidas que possibilitam a

concentração de MPS (JICA, 1994; AMADOR, 1997; KJERFVE et al., 1997; MAYR, 1998; AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016). Outra área que essa classe aparece é no entorno da pluma do Iguaçu, que é uma região de baixa circulação e grande aporte de MPS oriundo dos rios Iguaçu, Estrela, Sarapuí etc. Esses rios são altamente degradados, pois cortam uma área densamente urbanizada e industrializada, a Região Metropolitana do Rio de Janeiro, e recebem uma enorme descarga de esgoto doméstico e resíduos industriais (RANGEL, 2011). Além disso, esses rios sofreram com obras de dragagem e retificação contribuindo para o aumento do assoreamento na baía (AMADOR, 1997). Acompanhando a margem oeste da baía, evidencia-se outra área marcada pela classe de água 2, exatamente na descarga do Canal do Galeão, do Canal do Cunha e do Canal do Mangue, que contribuem com grande aporte de MPS. Diametralmente a essa área, na margem leste da baía, próximo ao porto de Niterói, estendendo-se ao sul da Ilha do Mocanguê, englobando o litoral do centro de Niterói, distigui-se outra faixa da água 2.

Adjacente à água 2, a nordeste da baía, encontra-se a água 3, que possui concentração de MPS intermediária entre a água 2 e a 7. A água 2 sofre a influência direta da descarga fluvial a nordeste-leste da baía, oriunda de rios que cortam o manguezal de Guapimirim e áreas urbanizadas de São Gonçalo, Itaboraí, Guapimirim e Magé, que contribuem com muitos poluentes. Contígua à água 3 encontra-se a água 7, que é característica do canal central da baía, marcado pelo vale fluvial Pleistocênico, como descrito anteriormente. Essa área é caracterizada por ter grande entrada de água salina, formando um canal direto de ligação com a zona costeira. O fluxo de água doce a nordeste e leste é maior que a noroeste e oeste, por isso, a água 3 é menos salina que a 7 (JICA, 1994; AMADOR, 1997; KJERFVE et al., 1997; MAYR, 1998; AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016). Além disso, a Ilha do Governador, a noroeste, cria uma barreira à circulação nessa área. Sendo assim, pode-se verificar a diferença bem clara entre os tipos de água do nordeste, do noroeste e do canal central da baía. A água do canal central avança mais para a porção noroeste-oeste, por conta dos fatores mencionados acima, a barreira da Ilha do Governador e a descarga fluvial maior da parte nordeste da baía (MELO, 2004). Para corroborar a diferença observada na classificação entre a água 3 e a água 7, foi analisada a concentração de MPS nesses dois meios, constatando que na água 3 os valores variam entre 5 – 20 mg L⁻¹, e, na água 7, entre 2 – 4 mg L⁻¹ (SOARES et al., 2016). Pode-se observar a presença de água 3 na enseada de Charitas/Niterói, que por ser uma área mais protegida das correntes acaba gerando uma maior concentração de MPS (BAPTISTA NETO et al., 2006; GUIMARÃES et al., 2007; AGUIAR et al., 2016). A boca da baía é outra área que a água tipo 3 foi destacada, principalmente em sua porção a leste, demarcando parte da pluma. O

canal central na boca da baía se divide em duas partes, onde a porção leste possui descontinuidades e bancos de lama e, a porção oeste, apresenta ligação direta com o oceano. A batimetria e as correntes na área justificam a presença de dois tipos de água na boca da baía, se deslocando mais para leste, ocorre pequena retenção de MPS pelas ilhas do pai, mãe e menina, entre as praias de Itacoatiara e Itaipú. Sendo assim, essa classificação delimita a variação lateral na entrada da Baía de Guanabara em uma situação de baixa vazão fluvial (AMADOR, 1997; CATANZARO et al, 2004).

Verifica-se a presença de água do tipo 3 na borda da feição elíptica formada a sudeste da Ilha do Governador e em seu centro uma água do tipo 6. Essas são características que fortalecem a hipótese dessa estrutura ser um vórtice ciclônico, através do qual é gerada uma massa de água aprisionada e uma região de sedimentação facilitada. A configuração dessa área na classificação coincide com a imagem gerada pela razão de bandas e aquela destacada pela composição colorida. A água central, no caso a tipo 6, teria menor concentração de MPS em relação com a água das bordas dessa estrutura, no caso a água 3. Esses tipos de água marcam a estrutura do vórtice, evidenciada pela razão de bandas. Essa feição oceanográfica pode ser formada pela diferença na velocidade das correntes, entre a parte leste e oeste da baía (CATANZARO et al, 2004; MELO, 2004; BÉRGAMO, 2006; RUCHIGA, 2014).

A água 6 foi observada no centro do vórtice e na área costeira contígua à baía. A água que sai da baía carrega o MPS em direção à zona costeira, e vai sendo diluída com a mistura da água oceânica com a água do estuário. Sendo assim, a área oceânica de influência da baía é marcada pela água 3 e pela água 6, representando a gradação de concentração de MPS e diluição da água estuarina. Na zona oceânica, vizinha à água 6, destaca-se a água 1, com menor concentração de MPS e mais caracterizada pela água oceânica. Verificou-se que as águas 1 e 6 possuem pequena diferença nos valores de MPS, mas outros elementos ópticamente ativos estão envolvidos na análise (OLIVEIRA et al., 2016). Conclui-se que existem outros componentes opticamente ativos diferenciando as águas 1, 6 e 7.

As classes de água 3, 6 e 7 possuem grande semelhança, o que é muito coerente por conta de suas respectivas localizações, sendo caracterizadas pela mistura de água estuarina e oceânica (MIRANDA & KJERVFE, 2002; BARROS, 2002; MELO, 2004). Decidiu-se criar essas três classes por algumas diferenças espectrais e pelo conhecimento acerca da dinâmica das águas na Baía de Guanabara, segundo literatura (BAPTISTANETO et al., 2006; GUIMARÃES et al., 2007; RANGEL et al., 2011; MELO et al., 2015; AGUIAR et al., 2016).

O tipo de água destacado na classificação como 4, é determinado por intensa concentração de sedimentos e pode ser observado em áreas protegidas, com grande descarga de

MPS, no fundo da baía à noroeste e bem próximo à saída do canal do Galeão, do Cunha e do Mangue, além da área na margem leste próxima ao porto de Niterói. De maneira geral, observou-se a concentração de sedimentos maior nas margens (JICA, 1994; AMADOR, 1997; KJERFVE et al., 1997; MAYR, 1998; AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016).

Salienta-se a presença da água tipo 5 como característica da pluma do Iguaçu, que sugere uma menor concentração de MPS. Como não temos dado *in situ* da área da pluma do Iguaçu, apenas podemos supor que o intenso fluxo de água doce do rio, não permite que o MPS fique ali retido. A classe de água 5 possui menor concentração de MPS, mas é uma água extremamente poluída. Verificou-se a presença dessa classe de água nas adjacências de locais altamente poluídos. Destaca-se os seguintes locais: Ilha d'água; próximo ao Boqueirão, na área de cais de grandes embarcações; perto ao Porto de Niterói e do porto da BRASCO, em área de grande fluxo de embarcações; nas cercanias de áreas favelizadas da Ilha do Governador; perto do Canal do Mangue (Porto do Rio de Janeiro) e do Canal do Cunha (JICA, 1994; BARROS et al., 2003; BAPTISTA NETO et al., 2006; AGUIAR et al., 2016).

A discussão realizada com base na classificação, foi respaldada pela literatura da área e pelo conhecimento acerca do aporte de poluentes e sedimentos na baía. Para delinear características específicas de cada tipo de água, faz-se necessário um conjunto de dados obtidos no momento do imageamento sobre os componentes ópticamente ativos, gerando assim, um controle desses materiais, para a condição da baía no momento do imageamento. Portanto, para evitar realizar afirmativas levianas e incorretas foi realizada a separação dos tipos de água, segundo os dados de reflectância.

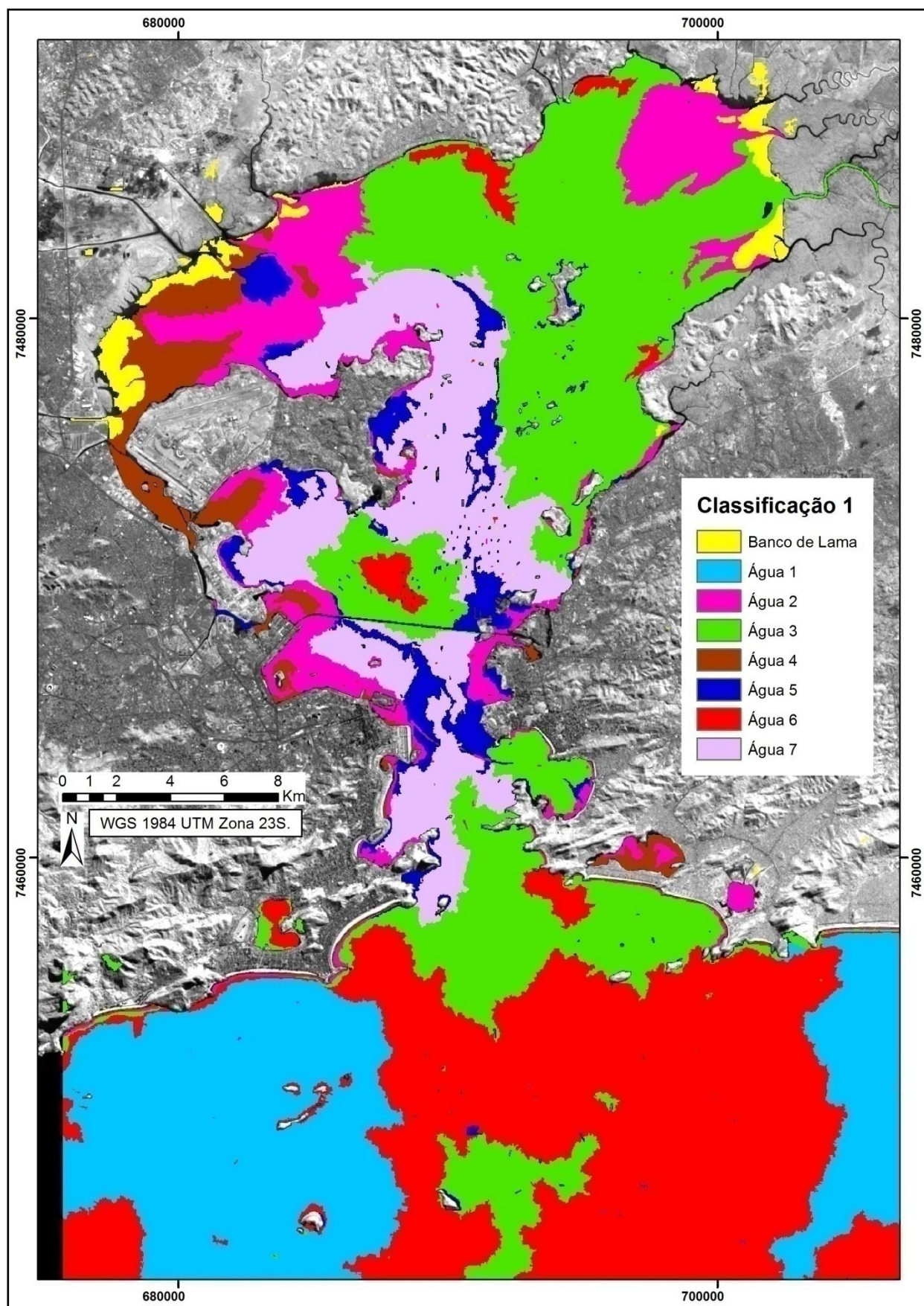


FIGURA 3.15: Classificação 1 dos tipos de água da Baía de Guanabara/RJ no dia 05/06/2015.

A árvore de decisão (Figura 3.16) foi gerada após a classificação para exprimir os critérios escolhidos pelo programa para discriminar as classes. O primeiro descritor usado foi o brilho, onde os valores menores que 56.1294, foram considerados como classe de água 1, que é uma água com menos MPS, comportamento espectral mais aproximado de uma água pura, tendo brilho bem menor que as demais classes. As classes mais parecidas foram a 7 com 5. As que mais facilmente se separam são as classes de água 1, 2, 3, 4 e 6. Para essa classificação, o programa utilizou os descritores: brilho, quantil 50% das bandas 1, 3, 4, 5 e MNDWI, média da banda 6, moda da banda 5 e a máxima diferença. Foi considerado como classe não água o continente, ilhas, embarcações e construções. Foi a classe mais difícil de discriminar, pois englobou muitos tipos de alvos, apresentando grande diversidade.

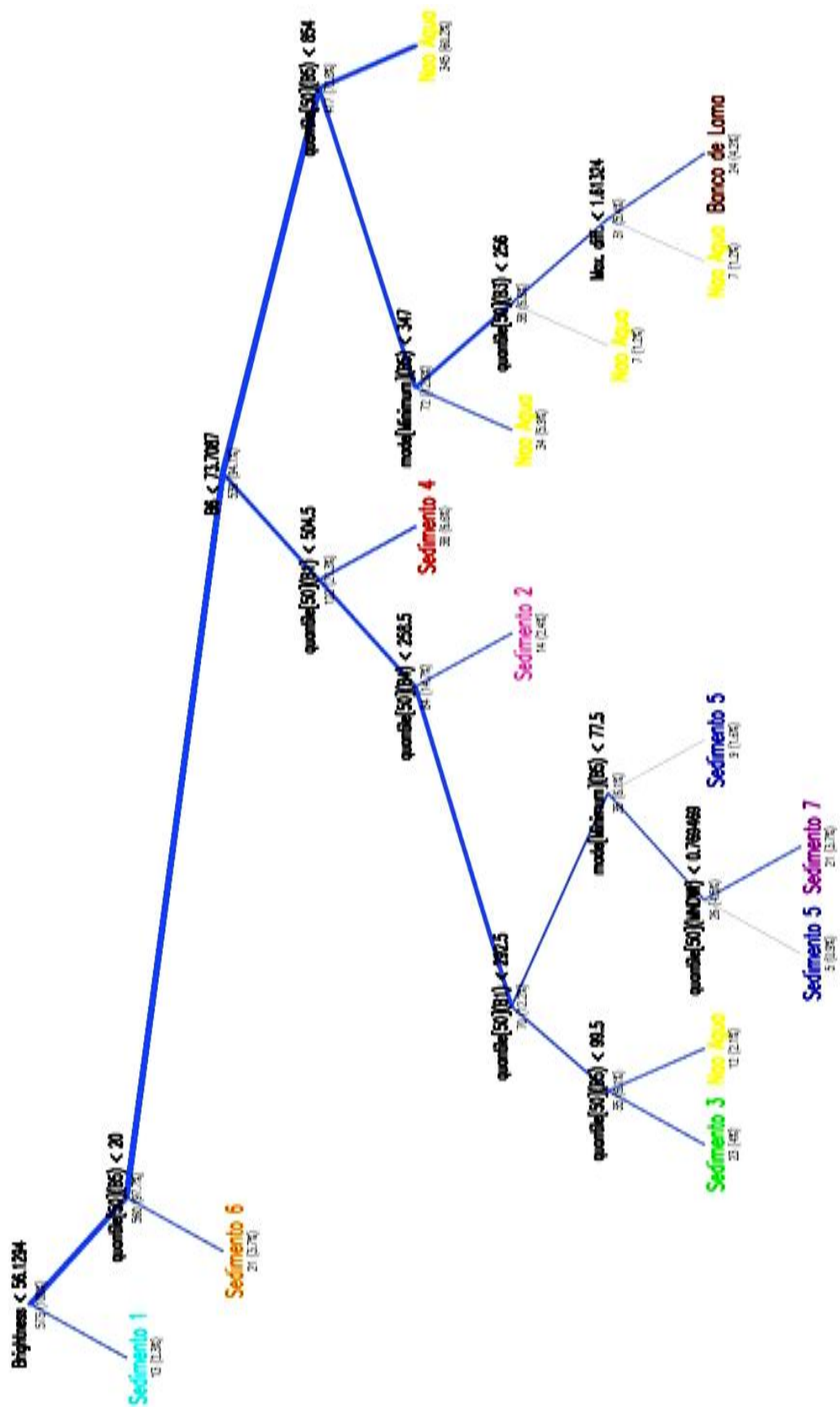


FIGURA 3.16: Árvore de decisão gerada pela classificação 1.

3.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A água é um alvo especialmente complexo de trabalhar em sensoriamento remoto, já que os valores de reflectância variam de acordo com as características do material particulado e dissolvido presentes no corpo d'água, da espuma e das bolhas na superfície, além do vento e da geometria de aquisição de imagem. Em ambientes costeiros essa tarefa é mais complexa pela diversidade de componentes opticamente ativos na água. Esse trabalho foi realizado utilizando o sensor OLI a bordo do Landsat8, por ser promissor para monitorar regiões costeiras e fechadas, trabalhando com cor do oceano, através de classificação espectral das massas de água.

Independente da combinação dos descritores utilizados na etapa de classificação, alguns padrões se repetiram, mostrando que essa técnica pode ser aplicada para identificar padrões gerais de distribuição das águas. Classificadas a partir da resposta espectral, da água e dos elementos ópticamente ativos presentes, observou-se: uma variação leste-oeste dos tipos de água, a presença de uma estrutura hidrodinâmica em forma elíptica, uma área de influência da baía na zona costeira se deslocando principalmente para leste, tipos de água diferenciados a noroeste e a nordeste da baía.

A utilização da razão de bandas (Red/NIR) foi satisfatória para destacar feições e a distribuição dos diferentes tipos de água, fornecendo respaldo à classificação. Desta forma, o sensoriamento remoto possibilita, com visão sinótica, a identificação de diferentes tipos de água, de acordo com o padrão de distribuição geral de qualquer propriedade opticamente ativa em ambientes costeiros.

Espera-se dar continuidade a esse estudo aprimorando as correções atmosféricas para ambientes aquáticos estuarinos, desenvolvendo o conhecimento acerca das propriedades ópticas da Baía de Guanabara, aprimorando as técnicas de classificação para corpos d'água, produzindo informações confiáveis para outras datas.

DISTRIBUIÇÃO SINÓTICA DE MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO NA BAÍA DE GUANABARA/RJ, OBTIDAS COM O SENSOR OLI/LANDSAT 8

RESUMO

A Baía de Guanabara é um ambiente complexo pois, além de apresentar configuração da linha de costa bastante irregular, conta com inúmeras ilhas e diversos tributários distribuídos em seu entorno, que contribuem de forma distinta quanto a descarga fluvial. Em vista da dificuldade de se realizar amostragem na Baía de Guanabara em função de sua dimensão e complexidade, com o intuito de compreender a dinâmica do MPS, o presente trabalho tem como objetivo utilizar o sensoriamento remoto para modelar a distribuição do MPS na água superficial da Baía, através da reflectância obtida a partir de uma imagem do sensor OLI/Landsat8, dando um caráter sinótico às informações. Foi realizado um levantamento de campo no mesmo momento do imageamento, em uma situação de maré vazante. Os valores de reflectância, de cada banda, foram convertidos em concentração de MPS após a aplicação de regressão múltipla entre as mesmas ($R^2=0,94$) e os dados de campo. A vazão de água doce para a baía, obtida a partir de relações semi-empíricas, foi de $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, característica do período seco. A distribuição sinótica da concentração de MPS na superfície da água na Baía de Guanabara, obtida pela imagem orbital, evidenciou maiores valores ($16 - 20 \text{ mg L}^{-1}$) associados às plumas dos seus tributários mais importantes (Guapimirim, Caceribu, Estrela, São João de Meriti), que se situam na região mais interna. A região do canal central da baía apresentou as menores concentrações (5 mg L^{-1}) e pode-se observar um gradiente leste-oeste significativo, onde a concentração de MPS aumenta em direção às margens da baía. Outro aspecto importante é a diminuição da concentração de MPS em direção à área costeira, demonstrando que a maior parte deste material ficou retida dentro da Baía de Guanabara, durante o período da amostragem. Com base nos resultados obtidos, verificou-se a grande eficácia de se utilizar técnicas do sensoriamento remoto para a compreensão do padrão de distribuição do MPS.

Palavras-chave: Material particulado em suspensão; Reflectância; Baía de Guanabara.

4.1.INTRODUÇÃO

A compreensão sobre a dinâmica do material particulado em suspensão (MPS) em ambientes costeiros é fundamental sob diversos aspectos, como: planejamento urbano e industrial, obras de construção de diques, pontes, portos, transporte de fluidos e partículas em tubulações, dentre outras atividades. Além disso, diversos contaminantes, como metais pesados, derivados de petróleo e bactérias se associam aos sedimentos finos devido, principalmente, a sua afinidade eletrostática. O conhecimento acerca da distribuição do MPS auxilia a determinar zonas de acumulação e ressuspensão, bem como, seu tempo de residência no ambiente (DYER, 1997; PERILLO, 2003; BAPTISTA NETO et al., 2006).

No transporte de sedimentos em meio aquático, existe a parcela que se realiza em suspensão, onde o material é mantido nesse estado pela ação turbulenta do fluido (PERILLO, 2003). Sendo assim, o MPS é todo material em suspensão na coluna d'água, seja inorgânico ou orgânico. Ele possui alta correlação com dados espectrais, já que é um dos componentes ópticamente ativos (COAs) presentes na água, revelando as áreas de maior aporte de sedimentos e seu caminho ao longo do ambiente. O aporte de sedimentos em ambientes costeiros é amplificado pelo aumento da erosão na bacia de drenagem, associada à urbanização, desmatamento e obras de canalização, dragagem e retificação de rios e canais. Essas alterações produzem a aceleração do escoamento superficial das águas, aumentando o poder de erosão dos rios, intensificando o processo de assoreamento dentro da baía (AMADOR, 1997; SOARES-GOMES et al., 2016).

O sinal captado pelos sensores no meio aquático é decorrente da interação da água e dos COAs com a radiação eletromagnética, por meio do espalhamento e da absorção. Os COAs são componentes que alteram as propriedades ópticas da água, determinando a penetração de radiação, interferindo na fotossíntese, absorvendo e espalhando a radiação, sendo eles: matéria orgânica colorida dissolvida (CDOM), partículas em suspensão e pigmentos fotossintéticos (VALÉRIO, 2013). Os estudos utilizando o sensoriamento remoto em ambientes aquáticos são complexos devido a alguns fatores, tais como, seu sinal ser relativamente baixo, em relação a outros tipos de alvos e a componente atmosférica ser bem maior que a emergente do corpo d'água. Além disso, a resposta espectral do alvo não é oriunda de um único elemento, mas sim de uma mistura de diversos constituintes presentes na água e de suas interações. Por isso, destaca-se a importância da correção atmosférica em estudos em águas complexas. As águas costeiras e corpos d'água interiores fechados, onde há a entrada de componentes de origem terrígena, são ainda mais complexas, sendo classificadas como águas Caso 2 (MOREL & PRIEUR, 1977), onde a relação entre as propriedades ópticas não é linear. As águas Caso 1 são

aquelas dominadas pelos pigmentos, como a clorofila. Já as águas do Caso 2, são também influenciadas por pigmentos fossintéticos, mas também, pelas partículas inorgânicas em suspensão e pela CDOM. Sendo assim, a resposta espectral desse tipo de água é resultante de uma complexa interação entre esses elementos, a água e a radiação (VALÉRIO, 2013; OLIVEIRA et al., 2016).

Diversas pesquisas já utilizaram o sensoriamento remoto para investigar MPS em águas costeiras ou interiores (BUKATA, 2005; SOUZA, 2008; BONANSEA & FERNANDEZ, 2013; CONCHA & SCHOTT, 2016; CHERUKURU et al., 2016). Os ambientes estuarinos sofrem constantes alterações em suas características, por isso, a visão sinótica facultada pelo sensoriamento remoto facilita a compreensão da dinâmica do MPS, detectando e delineando plumas costeiras de rios e estuários (RODRIGUES et al., 2009; MOLLERI et al., 2010) e realizando estimativas de turbidez em águas estuarinas e costeiras (DOXARAN et al., 2002; MILLER & MCKEE, 2004; CONSTANTIN et al., 2016).

No Brasil, o sensoriamento remoto em estudos de águas costeiras e estuarinas é amplamente aplicado, facilitando as análises em diversas áreas do extenso litoral e diminuindo os custos das pesquisas através do uso de imagens e software de processamento gratuitos (BARROS, 2002; OLIVEIRA, 2009). Uma das pesquisas que analisou a pluma costeira, utilizando imagens Landsat, foi realizada por Oliveira et al. (2012), comparando com dados *in situ*. Os autores mostraram o grande contraste da pluma com as águas oceânicas e seus padrões de dispersão, em quatro sistemas estuarinos da costa brasileira nordeste-leste.

Na Baía de Guanabara, por sua dimensão, complexidade e grande dinâmica de circulação das águas, a coleta de dados sinóticos *in situ* torna-se dificultada e de alto custo. Sendo assim, o sensoriamento remoto possibilita a obtenção destas informações, acabando extensas áreas ao mesmo tempo. As pesquisas na baía por meio do sensoriamento remoto são diversas, onde recentemente, Oliveira et al. (2016), fizeram uma avaliação da concentração de clorofila-a na Baía de Guanabara, utilizando dados do sensor MERIS. Os autores encontraram as maiores concentrações de clorofila-a na estação chuvosa e na parte mais interna da baía, enquanto as concentrações mais baixas situam-se no canal central. Anteriormente, Barros et al. (2003) relacionaram dados espectrais com concentração da turbidez e temperatura da água, coletados *in situ*, através de regressão linear, usando dados dos satélites Landsat 5 e 7, e enfatizaram a importância da correção atmosférica nesse tipo de pesquisa. Em outro trabalho, Barros (2002), investigou a qualidade das águas da baía, utilizando diversos parâmetros, especialmente, a temperatura da água, turbidez e o material em suspensão. Correlacionando dados de coleta *in*

situcom dados obtidos por sensoriamento remoto, mapeou diversos parâmetros, realizou a análise ambiental e destacou a influência da sazonalidade na qualidade das águas da baía.

Outro trabalho importante, usando sensoriamento remoto e geoprocessamento na Baía de Guanabara, é o de Mayr (1998), que avaliou a evolução espaço-temporal de alguns parâmetros da Baía de Guanabara, entre 1980 e 1990, tais como, salinidade, amônia, clorofila-a, oxigênio dissolvido e coliformes fecais. Com isso, gerou um banco de dados temático, compartimentou as águas superficiais e destacou o caráter sazonal da baía. Setorizou as águas da baía em três grandes áreas: nordeste, que sofreu grande eutrofização; a noroeste, aquela que mais perdeu com relação à qualidade ambiental; e o canal central, por conta de sua ligação com o oceano e calha mais profunda, manteve a qualidade da água estável por todo o período analisado. A autora destaca, que apesar do aumento do aporte de amônia, nas águas superficiais na baía, ao longo do período trabalhado, sua exportação para o oceano não aumentou, evidenciando que grande parte desse nutriente é reciclado dentro da própria baía.

A dinâmica de MPS na baía é complexa, por ser um ambiente altamente degradado por atividades antrópicas, oriundas de diversos segmentos da sociedade. O padrão de distribuição do MPS é um indicador do caminho por onde ocorre o transporte dos sedimentos e revela as áreas de maior aporte e deposição. Por isso, o controle da dinâmica do MPS é fundamental para revelar as áreas com maiores taxas de sedimentação, circulação das águas, áreas de maior aporte de sedimentos e poluentes e sua sazonalidade. Diversos trabalhos observaram que o aumento da taxa de sedimentação na Baía de Guanabara coincide com a ampliação do processo de urbanização e industrialização. Amador (1997), apresentou variações de 0,27 a 1 cm por ano de 1922 para 1962. Godoy et al. (1998 e 2012), mostra alterações no final dos anos de 1950 e na década de 1980. Outros estudos encontraram uma taxa de sedimentação, em 1997, de 2 cm por ano (JICA, 1994). As estimativas concordam entre si e significam um aumento de 10 vezes nas taxas de sedimentação originais (FIGUEIREDO JR. et al., 2014). Com a visão espacial sinótica e a possibilidade de obtenção de séries temporais de dados sinóticos, o sensoriamento remoto vem facilitar a análise da dinâmica do sedimento na baía, assim como, contribuir para explicar o papel da Baía de Guanabara como uma barreira geoquímica para a região costeira adjacente.

O padrão de distribuição do MPS na água é constantemente alterada pelos processos físicos, respondendo imediatamente às mudanças na hidrodinâmica. Sendo assim, a visão sinótica é fundamental para pesquisas em ambientes aquáticos dinâmicos, como um estuário. O sensoriamento remoto fornece esta visão, com vasto leque de informações sobre a superfície da lâmina d'água e cobertura, em cada imagem, de vasta área. Outra vantagem de trabalhar com dados de sensoriamento remoto, é que a mesma área é imageada em um intervalo determinado

de dias, o que possibilita obter séries temporais de dados. Desta forma, o objetivo desse trabalho é investigar a distribuição sinótica de MPS a partir de dados de reflectância de sensoriamento remoto, do sensor OLI/Landsat 8 na Baía de Guanabara, com o intuito de contribuir para a compreensão da dinâmica de MPS deste ambiente costeiro tropical, altamente urbanizado e de geometria complexa.

A presente pesquisa associa dados de campo e de reflectância através da regressão linear, ao mesmo tempo, trabalha os dados da imagem através da classificação. Os dados de reflectância usados foram obtidos pelo sensor OLI/Landsat 8, que foi testado nesse trabalho para extração de informações da água superficial da baía. Com isso realizou mapeamento sinótico do MPS para a situação específica de um período seco, de sizígia e com maré vazante na Baía de Guanabara. Além disso, a realização do mapeamento de MPS na Baía de Guanabara expôs diferentes áreas de aporte de sedimentos.

4.2.ÁREA DE ESTUDO

A Baía de Guanabara, localiza-se entre as latitudes de 22° 40' e 22° 58' sul e as longitudes de 43° 01' e 43° 18' oeste (Figura 4.1). Constitui de um sistema estuarino complexo, localizada na região metropolitana do Rio de Janeiro, sendo segunda maior aglomeração urbana e industrial do país, com um total de 12.330.186 em estimativa realizada pelo IBGE (2016), que contribui para o grande aporte de sedimentos e poluentes para o sistema (JICA, 1994; MAYR, 1998; GUIMARÃES et al., 2007; MELO et al., 2015; AGUIAR et al., 2016). É na porção oeste e noroeste da baía onde encontra-se a maior taxa de ocupação, sendo um dos principais fatores, juntamente com a menor dinâmica das correntes, para que essa área apresente o pior nível de qualidade de suas águas (BAPTISTA NETO et al., 1999; BARROS, 2002; MARIANO, 2014; SOARES-GOMES et al., 2016).

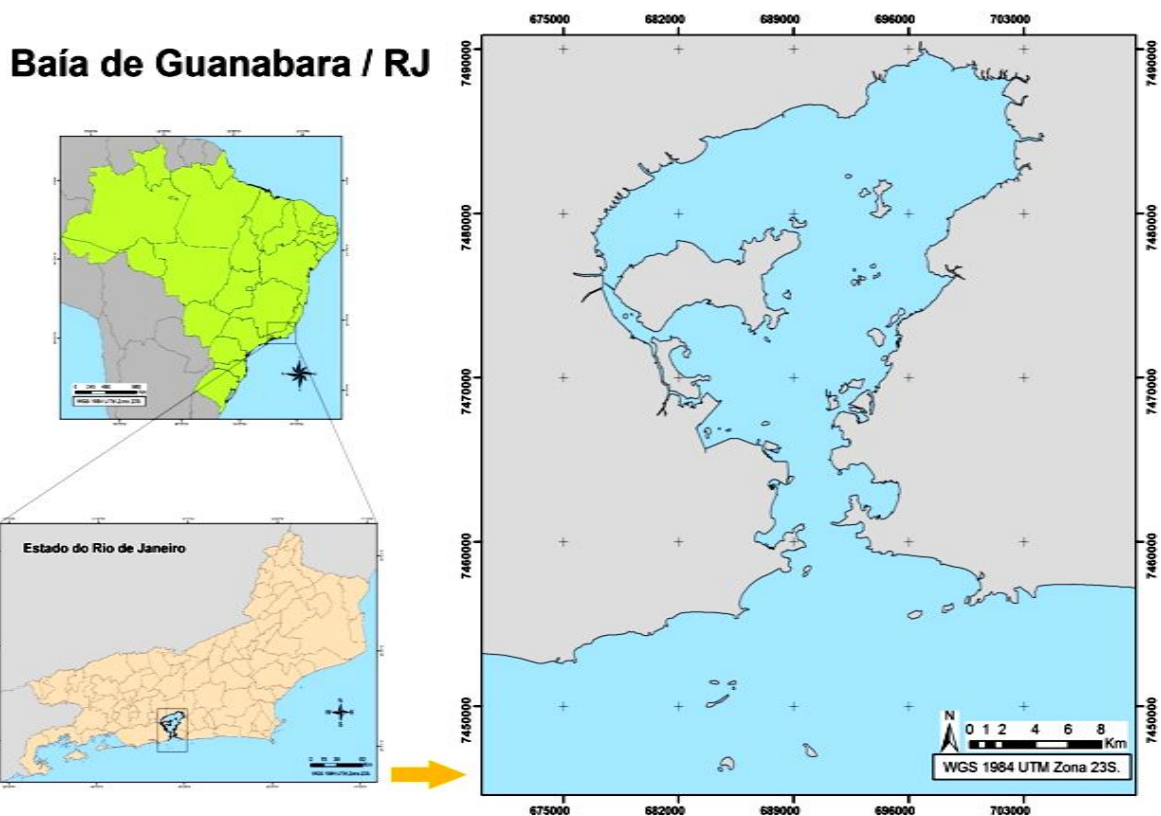


FIGURA 4.1:Localização da área de estudo - Baía de Guanabara/RJ.

Apresenta uma configuração da linha de costa bastante irregular, com inúmeras ilhas e grande dimensão do espelho d'água, com cerca de 400 km². É um sistema estuarino, com extensão no sentido norte-sul de cerca de 30 km e no sentido leste-oeste podendo chegar a 28 km, tendo perímetro de, aproximadamente, 130 km (KJERFVE et al., 1997; MAYR, 1998; BARROS, 2002). Sua entrada é estreita, com cerca de 1,6 km entre o Forte de São João, a oeste, e a Fortaleza de Santa Cruz, a leste (KJERFVE et al., 1997; CATANZARO, 2004; GUIMARÃES et al., 2007; SOARES-GOMES et al., 2016).

Possui complexa batimetria, sendo o canal central a feição batimétrica mais proeminente da baía, que se estende da boca até seu interior, próximo à Ilha de Paquetá, avançando até a ilha do Boqueirão, com mais de 20 km de comprimento, 4 km de largura e profundidades que ultrapassam 15 m (AMADOR, 1997; BARROS, 2002). No litoral oeste da baía, entre a Ilha do Governador, Ilha do Fundão e o continente, existe um canal mais profundo que a área entorno (AMADOR, 1997). No fundo da baía, próximo às margens, verificam-se as menores profundidades, devido à intensa sedimentação, que cria extensos bancos lamosos (CATANZARO, 2004). Estima-se que de 70 a 80% da baía possua profundidades inferiores a 10

m e profundidade média de 5,7 m (KJERFVE et al., 1997). A partir da ponte Rio-Niterói, as profundidades, em geral, são inferiores a 20 m (GUIMARÃES et al., 2007).

De maneira geral, a Baía de Guanabara apresenta regime de maré semidiurno misto, com média de sizígia de 1,1 m e média de quadratura de 0,3 m (KJERFVE *et al.*, 1997; SOARES-GOMES et al., 2016). A distribuição da salinidade é uma consequência dos processos de mistura (DYER, 1997; MIRANDA et al., 2002). Entre a boca e a cabeceira da baía, pode ser observada a variação sazonal de salinidade e de temperatura (MAYR, 1998). O padrão de distribuição da salinidade, na Baía de Guanabara, apresenta-se com um gradiente no sentido norte-sul, com as maiores salinidades na boca da baía e as menores no fundo (KJERFVE et al., 1997). A salinidade da água superficial da baía, no período seco, varia entre 29 e 34 (AMADOR, 1997). Próximo aos manguezais e grandes rios da parte oriental a salinidade se encontra com valores inferiores a 8 (BÉRGAMO, 2006). Além disso, na baía verifica-se um gradiente lateral de salinidade, reflexo do aporte lateral de água doce (MAYR, 1998). Como a entrada de água doce ocorre lateralmente na baía, observa-se um gradiente de salinidade bem pronunciado no sentido leste-oeste, sendo mais baixa nas margens e mais alta no canal central. No período chuvoso, a diferença entre os valores de salinidade da boca e do fundo da baía são bem maiores que no período seco. No período seco devido ao menor aporte de água doce (DYER, 1997) a salinidade na baía encontra-se mais alta e com menos MPS, quando comparado ao período úmido.

4.3.MATERIAIS E MÉTODOS

No dia da passagem do Landsat 8 sobre a Baía de Guanabara, foi realizada a coleta de campo. A coleta de água em 26 pontos foi feita num intervalo de 2h e 30 min e próximo ao horário da passagem do satélite. Posteriormente, foi realizado o processamento da imagem, as análises em laboratório da água coletada e os resultados foram trabalhados de maneira integrada. Pode-se observar na figura 4.2 o processo aplicado.

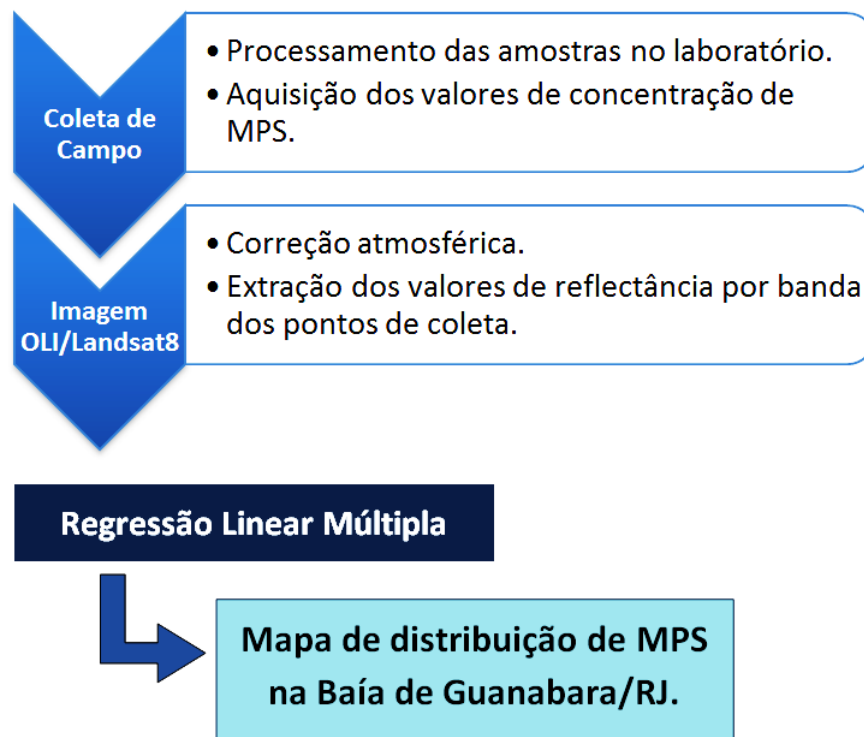


FIGURA 4.2: Fluxograma do procedimento metodológico adotado no trabalho.

4.3.1. Coleta de Campo

A coleta de dados quase-sinótica, foi realizada em pontos distribuídos por toda a Baía de Guanabara, no dia 05 de junho de 2015, com o objetivo de obter amostras de água com diferentes concentrações e, assim, conseguir uma melhor calibração do modelo de distribuição do MPS. A coleta de água foi executada em 2 horas com o auxílio de uma embarcação rápida, para se aproximar ao máximo de uma visão sinótica, buscando minimizar o efeito do deslocamento dos MPS e para realizar a coleta no horário mais próximo à passagem do satélite. Previamente, verificou-se o horário da passagem do satélite Landsat 8 sobre a Baía de Guanabara, entre 9:50h e 10h, fora do horário de verão (USGS, 2015).

Para proceder a coleta de água, utilizou-se uma garrafa *Van Dorn*, em cerca de 30 cm de profundidade, em 26 pontos distribuídos na baía (Figura 4.3). As amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas, e guardadas em um isopor com gelo. A data da coleta foi determinada pelo dia com condição meteorológica favorável (ausência de nuvens) associado à passagem do OLI/Landsat 8. Sendo assim, foi possível correlacionar os dados obtidos através da imagem com os dados de campo.

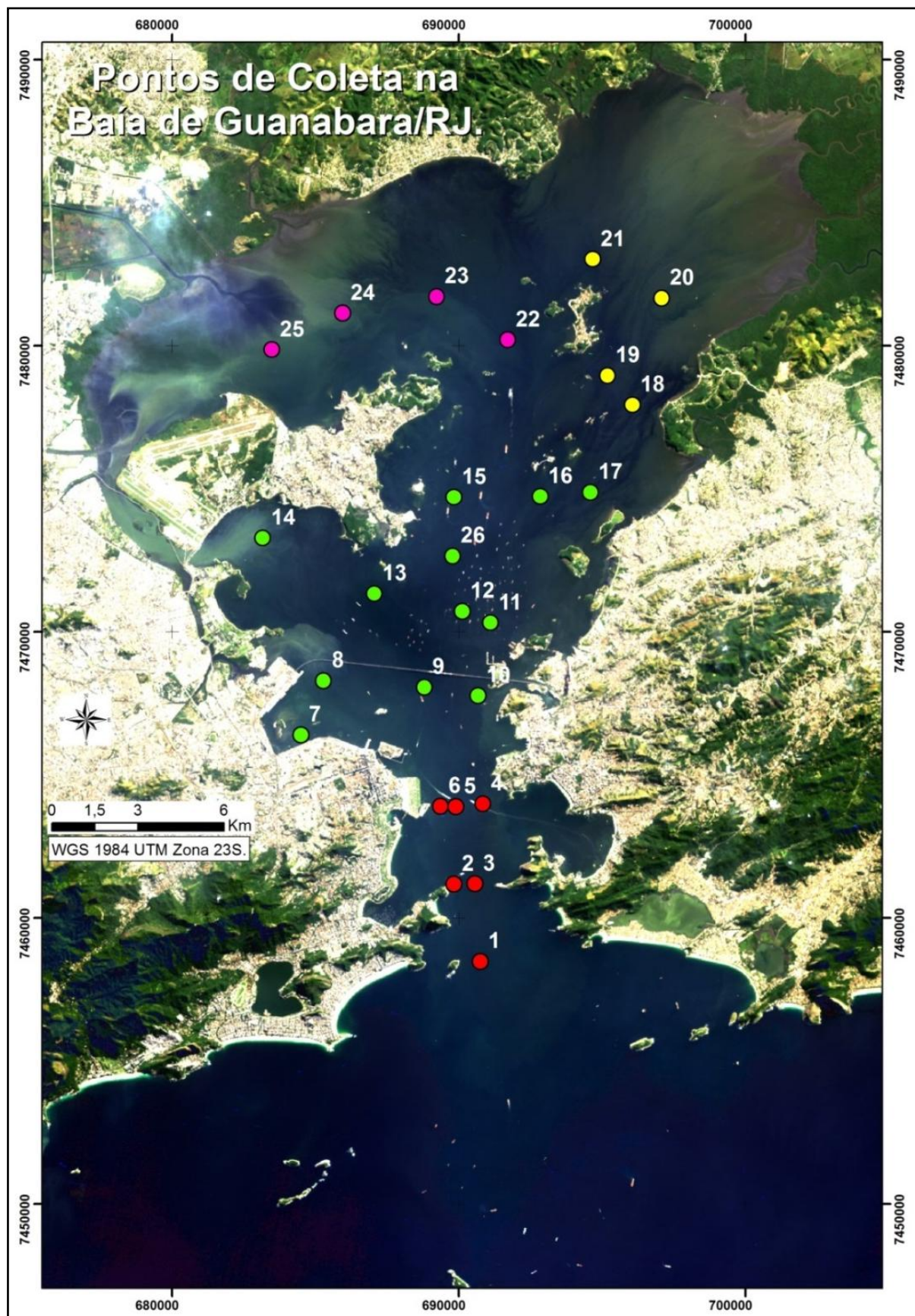


FIGURA 4.3: Pontos de coleta, do dia 05/06/2015, na Baía de Guanabara/RJ. Os pontos foram agrupados em quatro classes, de acordo com a localização das amostras. Em vermelho, as

amostras da boca da baía, com menor quantidade de MPS. Em verde, as amostras da área central da baía, caracterizadas por grande mistura de tipos de água. O fundo da baía foi dividido em duas áreas, por terem aportes e características diferentes de MPS, sendo as em amarelo do nordeste e aquelas em rosa do norte-noroeste.

4.3.2. Análise de Laboratório

A concentração de MPS da água superficial foi obtida, em laboratório, por gravimetria. Todo material foi previamente organizado, sendo realizada a preparação dos filtros de fibra de vidro GF/F, que foram levados à mufla, por 2:30h à 450°C, e, posteriormente pesados e identificados.

Imediatamente após a coleta, foi realizada a filtração da água, utilizando-se kit de filtração com bomba à vácuo (Figura 4.4). Ao fim da filtração os filtros foram lavados com água destilada, no próprio kit, para evitar a formação de cristais de sal, que poderiam interferir no peso final da amostra. Em seguida, os filtros foram colocados na estufa por 48h para secar e, posteriormente, foram pesados, permitindo o cálculo da concentração do MPS, a partir da razão entre a diferença dos pesos do filtro antes e depois da filtração pelo volume de água filtrado, sendo expressa em mg L^{-1} (Figura 4.5). Todos os dados foram organizados e tabulados.



FIGURA 4.4: Laboratório de Sedimentologia da UFF e kit de filtração.



FIGURA 4.5:Filtros após a filtragem da água coletada em 26 pontos da Baía de Guanabara/RJ.

4.3.3. Dados da Imagem

Este trabalho utilizou uma imagem do sensor OLI/Landsat 8, bandas de 1 a 8 (Tabela 4.1), obtida através da USGS (2015), de 05 de junho de 2015, referente à região da Baía deGuanabara/RJ, órbita 217, ponto 76. Foi usada a projeção UTM 23S, WGS84.

TABELA 4.1: Bandas do sensor OLI, a bordo do satélite Landsat 8 e comprimentos de onda abarcados.

Bandas - OLI	Faixa espectral (μm)
1 - Coastal aerosol	0.43 - 0.45
2 - Blue	0.45 - 0.51
3 - Green	0.53 - 0.59
4 - Red	0.64 - 0.67
5 - NIR	0.85 - 0.88
6 - SWIR 1	1.57 - 1.65
7 - SWIR 2	2.11 - 2.29
8 - PAN	0.50 - 0.68

4.3.4. Processamento da imagem e dados de campo

Foi realizada a correção atmosférica da imagem pelo ATMCOR4OLI (ANTUNES et al., 2012), que usa o modelo 6S (VERMOTE et al., 1997), que é um método de transferência radiativa. Posteriormente, a correção foi validada com base na literatura sobre comportamento espectral dos alvos (LORENZZETTI, 2015; JENSEN, 2011; PONZONI & SHIMABUKURO, 2010).

Os valores de reflectância das bandas 1 a 8 foram extraídos da imagem corrigida, por ponto de coleta (Figura 4.6). Para tal, foi utilizada uma janela de 4 x 4 pixels e realizado o cálculo da média de reflectância, para evitar dados incorretos, no caso de nuvens e outros ruídos e para corrigir falhas de posicionamento. Em seguida, esses dados foram tabulados e realizou-se as análises de regressão linear. Após a organização dos dados, foram feitos gráficos de dispersão de cada banda espectral do sensor OLI, entre os valores de MPS (mg L^{-1}) e os valores de reflectância, com o intuito de determinar quais bandas apresentavam melhor relação com o MPS coletado *in situ*. Para melhor análise dos resultados foi gerada a linha de tendência e o coeficiente de determinação (R^2), através de gráficos de dispersão, inicialmente, do total de amostras. Observou-se que as amostras de 16 a 20 apresentaram resposta espectral, em relação ao MPS, muito discrepante das demais. Quando essas amostras eram excluídas da análise os resultados apresentados foram mais significativos (Figura 4.6). Posteriormente, foi efetuada a regressão múltipla linear, utilizando-se os valores de MPS coletado *in situ* e de reflectância, variando o número de bandas inclusas, com todos os pontos e com a exclusão dos pontos de 16 a 20.

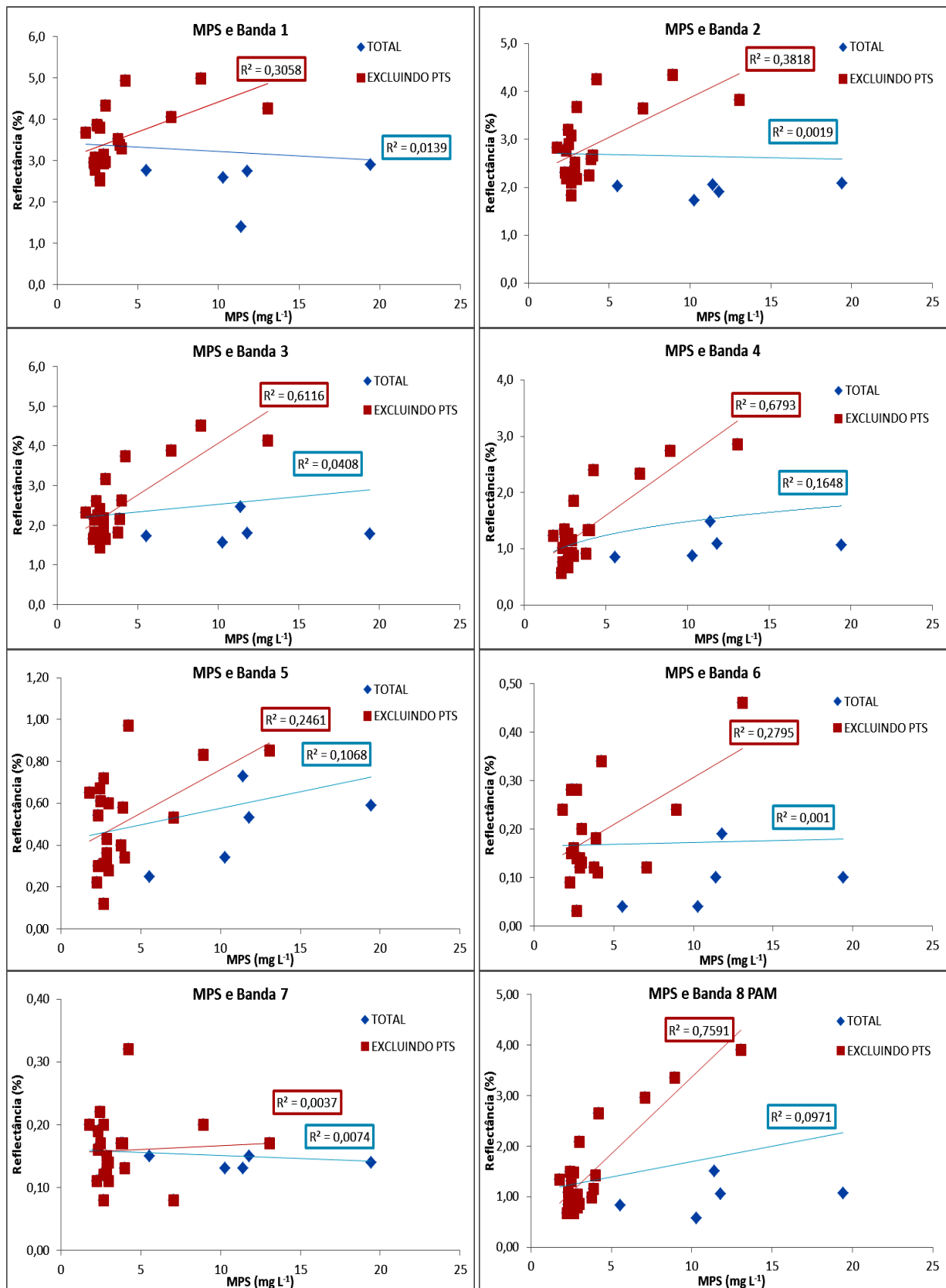


FIGURA 4.6: Gráficos de dispersão entre valores de MPS coletados *in situ* e de reflectância por banda. Os dados em azul indicam a regressão entre o MPS e os valores de reflectância em todos os pontos coletados. Em vermelho, a regressão entre o MPS e os pontos coletados, excluindo os pontos de 16 a 20.

4.3.5. Estimativa da Vazão

A vazão de água doce para a baía foi obtida a partir de relações semi-empíricas (MIRANDA et al., 2002), aplicando as seguintes equações (Equação 5, 6 e 7):

$$\frac{\Delta f}{P} = \exp \left(-\frac{E_v}{P} \right) \quad \text{Equação 5}$$

Onde, Δf é a taxa de escoamento superficial, P é a taxa média de precipitação e E_v é a taxa média da evapotranspiração.

$$E_v = 1,2 \times 10^9 \exp \left(-\frac{4,62 \times 10^3}{T} \right) \quad \text{Equação 6}$$

Sendo, T igual a média de temperatura do ar em Kelvin (K).

$$Q_f = \frac{\Delta f}{P} P A_T = \Delta f A_T \quad \text{Equação 7}$$

Em que, Q_f é a vazão da bacia de drenagem e A_T equivale a área total da bacia de drenagem.

4.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.4.1. Vazão fluvial para a baía e condição de maré no dia do campo.

Muitos aspectos influenciam a circulação das águas na Baía de Guanabara, tais como: maré, configuração da linha de costa, vazão fluvial e o posicionamento da entrada de água doce. Diversos tributários estão distribuídos em seu entorno e contribuem de forma distinta quanto ao volume de água doce (AMADOR, 1997; KJERFVE et al., 1997; BARROS, 2002; NETO et al., 2006).

O principal traçador para descrever a circulação num estuário é a salinidade, mas o MPS evidencia algumas consequências importantes da circulação nos estuários. Estudar os gradientes longitudinais de salinidade e a descarga fluvial é fundamental para entender a dinâmica do

estuário e os processos de transporte e mistura que ocorrem em seu interior (MIRANDA et al., 2002).

Dois períodos distintos destacam-se, o úmido, que se estende de dezembro a abril, e o seco, de junho a agosto (KJERFVE et al, 1997). A média anual de temperatura é 23,7° e a precipitação pluviométrica média de 30 anos, varia em toda a bacia de drenagem de 291 mm/mês nas montanhas, a um valor mínimo de 30 mm/mês no inverno em áreas baixas (KJERFVE et al, 1997). A precipitação média anual na estação meteorológica de Aterro do Flamengo, representativa da Baía de Guanabara, é de 1173 mm/ano. Todas as estações apontam uma diferença significativa da precipitação entre o período úmido e seco. No período de 10 dias, antes da coleta de campo e imageamento, obteve-se a média de temperatura de algumas estações do entorno da baía entre 21 e 23,5°C e pluviosidade total entre 10 e 36 mm (ALERTA RIO, 2015; CEMADEN, 2015; INMET, 2015; PROJETO VAZÃO ECOLÓGICA, 2016).

Sendo assim, foi confirmado que o período da passagem do satélite e da coleta de campo na baía, correspondeu à situação de período seco. Tal constatação é equivalente aos dados expostos na literatura, onde afirma-se que o período úmido, corresponde aos meses de dezembro a abril, e o seco, aos meses de junho a agosto (KJERFVE et al, 1997; SOARES-GOMES et al., 2016).

A Baía de Guanabara possui vasta rede de drenagem, com área da bacia totalizando cerca de 4.080 km², e com vazão média variando entre 33 m³s⁻¹ em julho a 186 m³s⁻¹ em janeiro (KJERFVE et al., 1997; MELO, 2004) (Figura 4.7). A vazão de água doce para a baía, calculada a partir de relações semi-empíricas (MIRANDA et al., 2002), para o período de 10 dias precedentes à coleta, foi de 15 m³s⁻¹, característica de período seco, quando a entrada de MPS para a baía é inferior ao período úmido.

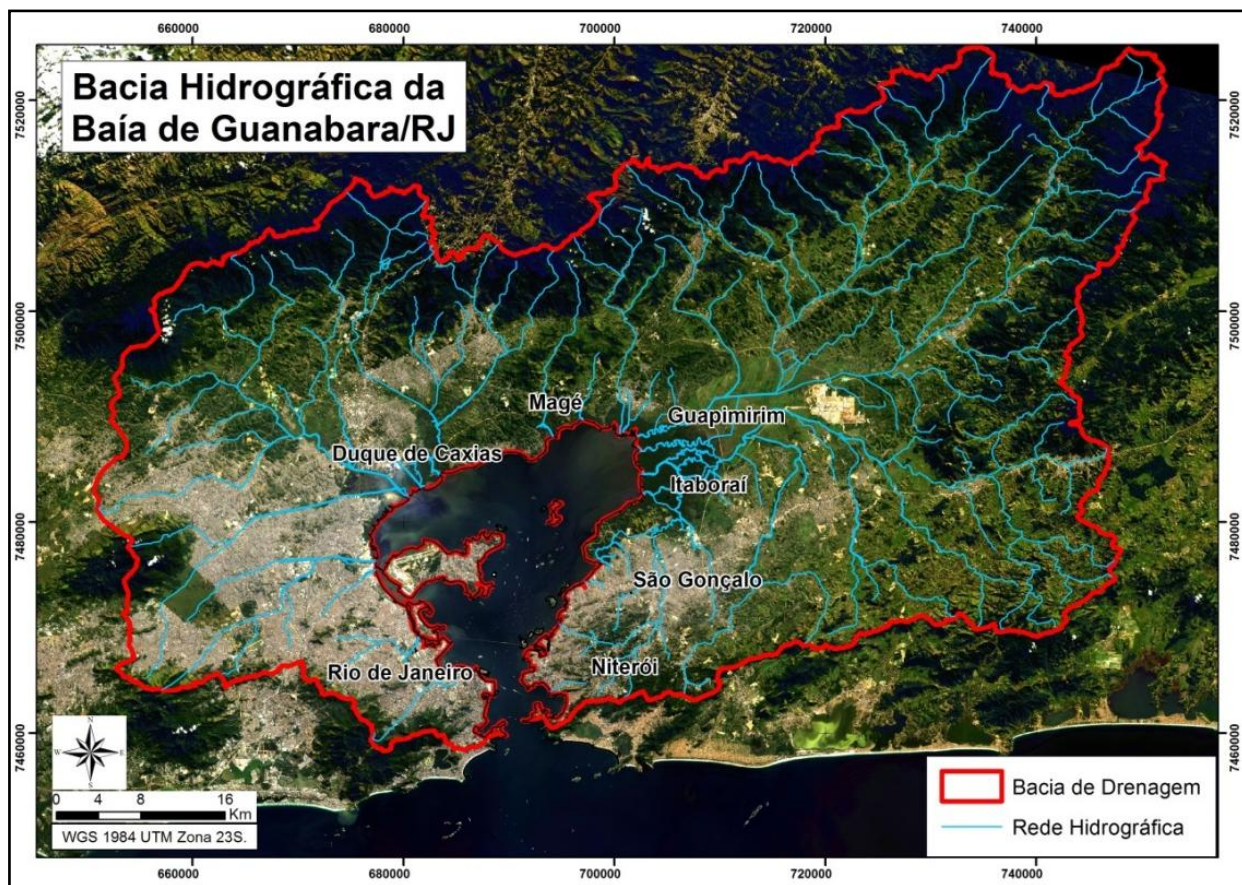


FIGURA 4.7:Bacia de drenagem da Baía de Guanabara/RJ.

A variação ao longo do estuário da amplitude e fase da maré afetará a velocidade das correntes (DYER, 1997). A maré na baía é classificada como quase estacionária (KJERFVE et al., 1997). Desta forma, o momento da amostragem e passagem do satélite estiveram próximo à maior influência da situação de vazante (Figura 4.8). Ou seja, os resultados refletiram, aproximadamente, a influência máxima da situação de vazante.

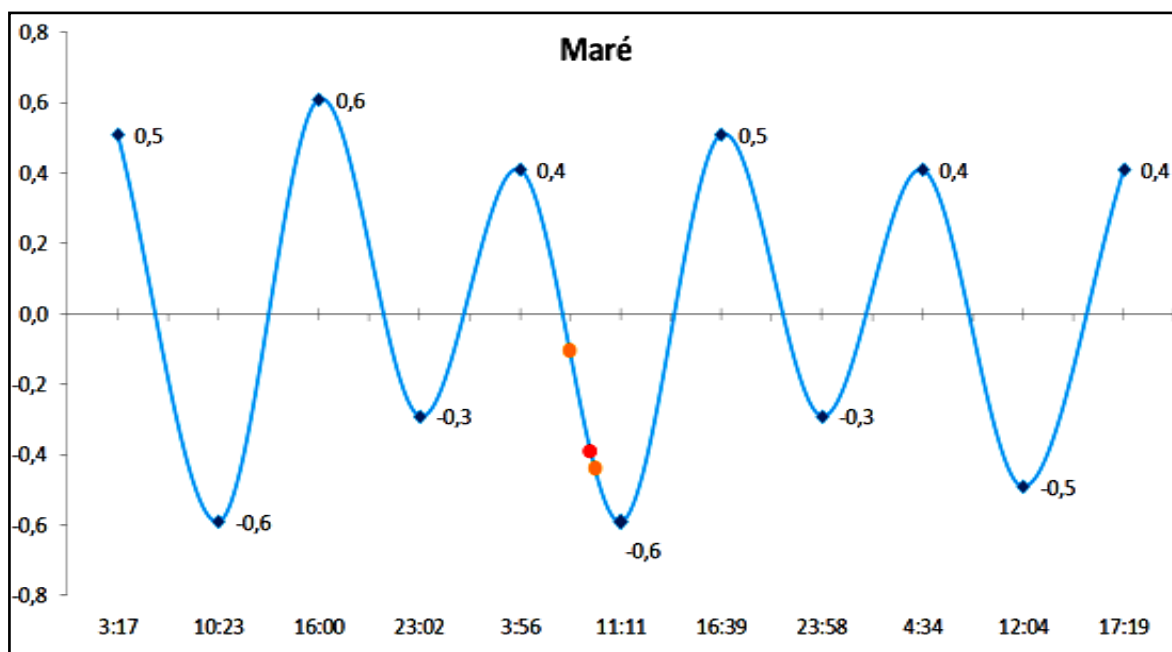


FIGURA 4.8: Maré da Baía de Guanabara/RJ, de um dia antes até um dia depois da coleta de campo. Os pontos em azul são as máximas da maré enchente e as mínimas da maré vazante. O ponto vermelho destacado é o momento do imageamento pelo satélite OLI/Landsat 8 na baía no dia 05/06/2015 (9:51h). Os pontos destacados em laranja são o horários de início (7:20h) e o fim da coleta (11:00h).

Fonte: DHN et al., 2015.

A partir dos dados analisados acima, verificou-se que no momento da coleta de campo e da passagem do satélite sobre a baía, estávamos em período seco e maré de sizígia vazante.

4.4.2. Compartimentação da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara/RJ.

A bacia hidrográfica da Baía de Guanabara é constituída por diversas bacias hidrográficas contribuintes, com diferentes vazões fluviais e qualidade de águas, ao longo de todo o seu entorno. Sendo assim, a qualidade da água e sedimentação da baía possui relação direta com os seus contribuintes e com suas áreas de drenagem, que possuem diferentes usos de solo e atividades antrópicas em seu entorno (MIRANDA et al. 2002; KJERFVE et al, 1997; MAYR, 1998). Por isso, a compartimentação dessas bacias hidrográficas torna-se fundamental para a compreensão dos diferenciados tipos de águas presentes ao longo da baía, expressando a heterogeneidade de suas águas. Com base nas características espectrais da água da baía, vazão fluvial, área da bacia de drenagem e aporte de MPS e de poluentes e sedimentação, foi realizada a compartimentação da bacia da Baía de Guanabara em quatro porções, segundo características sobre uso e ocupação do solo e sobre as características da bacia de drenagem (Figura 4.9).

A área 1 engloba os municípios de Magé, Guapimirim e Itaboraí, com área de aproximadamente 2.311 km², rede de drenagem muito extensa e abundante e com influência do manguezal de Guapimirim, contribui com grande vazão e aporte de sedimentos para a baía.

A área 2, com total de 1.100 km², abarca parte da Baixada Fluminense, como o município de Duque de Caxias que margeia a baía. Contribui com muitos sedimentos, por conta das obras de retificação e canalização dos principais rios, e, com muitos poluentes, já que sua rede de drenagem percola áreas densamente povoadas, com muitas indústrias, aterros e agricultura, sendo a maior parte da área com esgotamento sanitário deficiente e grandes áreas impermeabilizadas pelo asfalto e concreto, aumentando a velocidade de escoamento superficial da área.

Já a área 3, reúne os municípios de Niterói e São Gonçalo, com área de 270 km², sendo a menor área da bacia, mas tendo impacto menor que as demais, devido à menor vazão fluvial. Porém, seus rios drenam vastas áreas urbanas, com indústrias e lixões/aterros, tornando-os altamente poluídos, tal como o rio Imboaçu. Ademais, é uma área com a presença de diversos portos que geram grande impacto, através da contaminação por metais e óleo na baía. A área 4 abrange 391 km², incluindo o município do Rio de Janeiro e parte da Baixada Fluminense, sendo regiões altamente urbanizadas, industrializadas, com diversas obras de aterros e dragagens, impactando fortemente a baía com grande aporte de poluentes e sedimentos.

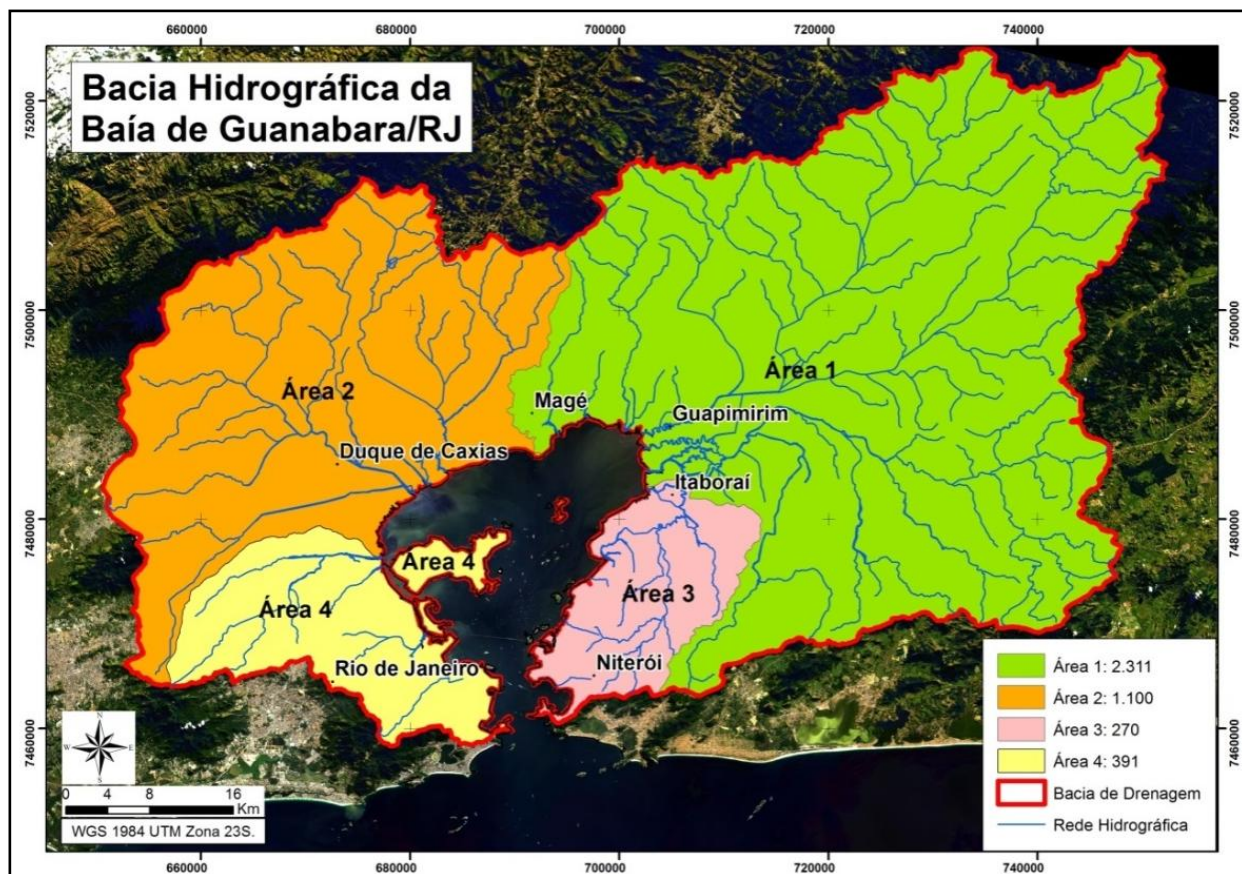


FIGURA 4.9: Bacia de drenagem da Baía de Guanabara/RJ, dividida em quatro áreas de influência.

4.4.3. Concentração de MPS e comportamento espectral nos pontos de coleta.

Com a média de reflectância extraída da imagem OLI/Landsat 8, foi gerado o gráfico de reflectância de cada área amostrada (Figura 4.10). Todas as amostras apresentaram comportamento espectral bem semelhante, com algumas pequenas exceções, tal como o ponto 20, que apresentou o valor da banda 1 menor que o da banda 2. Os pontos 24 e 25, também apresentaram comportamento dissonante do conjunto, ao ter aumento da reflectância da banda 2 para a 3. As amostras, quase em sua totalidade, apresentaram valores da banda 1 entre 2,5 e 5%, decrescendo em direção à banda 2 (1,7 a 4,5%), diminuindo em direção à banda 3 (1,4 a 4,6%), com queda contínua até a banda 7 (0 a 0,5%). Esse comportamento é coerente com o comportamento da água apresentado pela literatura, com absorção muito grande fora do visível e com reflectância mais significativa no visível, ainda que baixa, com variações entre amostras devido à influência dos materiais presentes na lâmina d'água, ou seja, dos COAs (JENSEN, 2011). Destaca-se o sinergismo no comportamento espectral dos COAs, ou seja, um determinado COA apresenta um comportamento espectral característico, porém, quando mais de um COA

ocorre simultaneamente, a resposta espectral pode ser um pouco mais complexa, pois nem sempre a resultante é a intuitiva.

Resultado da decomposição microbiana de organismos mortos e da excreção de organismos vivos, a CDOM (também denominada de substância amarela, húmica, *gelbstoff* ou *gilvin*) é responsável pela coloração amarela da água, aumentando a absorção da luz, principalmente na faixa do azul (VALÉRIO, 2013). Quando a concentração de clorofila-a aumenta na coluna d'água, observa-se um aumento da absorção nas bandas do azul e do vermelho e um aumento da reflectância na faixa do verde (JENSEN, 2011). Quando a concentração de MPS na água se eleva, a reflectância aumenta, principalmente na região do visível (BREUNIG et al., 2007), sendo assim, a reflectância dos pontos de coleta está coerente.

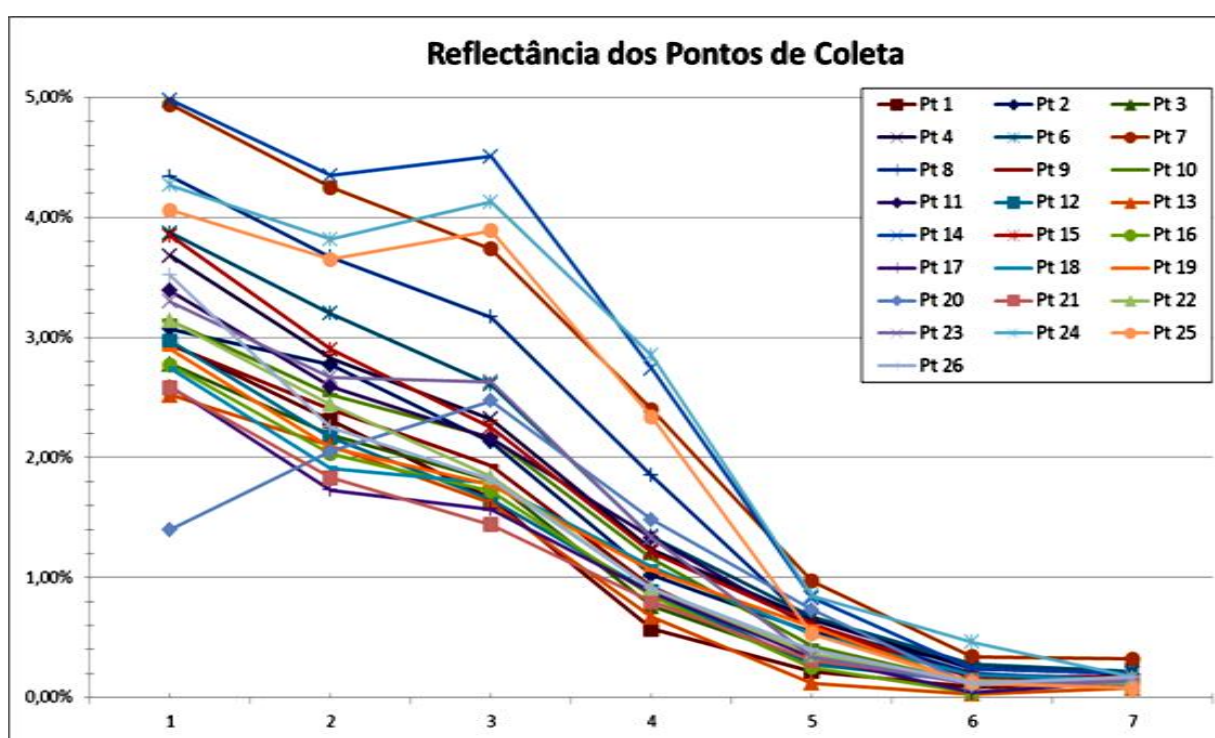


FIGURA 4.10: Valores de reflectância por banda nos pontos de coleta.

Por meio da análise dos dados de campo, observou-se que algumas amostras apresentaram valores de MPS bem mais elevados que outras (Figura 4.11). Os pontos de coleta na entrada da baía apresentaram as menores concentrações de MPS, como por exemplo o ponto 4, com $2,33 \text{ mg L}^{-1}$. Nos pontos coletados no meio da baía observou-se uma variação grande na concentração de MPS, destacando-se o ponto 15, que apresentou a menor concentração deste grupo ($2,5 \text{ mg L}^{-1}$) e o ponto 17 com maior concentração deste grupo ($10,29 \text{ mg L}^{-1}$). Essa área do meio da baía expressa grande mistura de tipos de água, já que recebe material de descarga fluvial e, ao mesmo tempo, penetração da água oceânica. O fundo da baía é a área que apresenta

maiores concentrações de MPS, podendo-se dividi-la em duas partes: nordeste e noroeste, de acordo com as características do material.

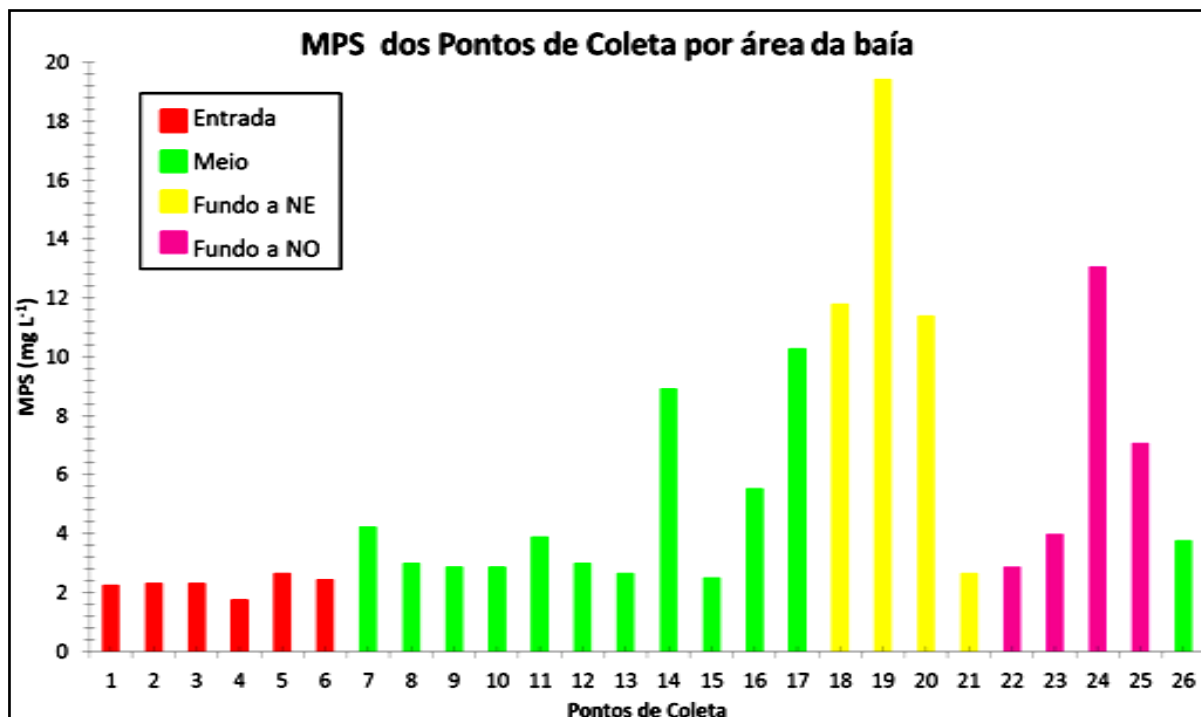


FIGURA 4.11:Concentração de MPS nos pontos de coleta na Baía de Guanabara, dividida em 4 grandes áreas: em vermelho a entrada; em verde o meio; em amarelo o fundo a nordeste e em rosa o fundo a noroeste.

O ponto 19 se destaca, com a maior concentração de MPS ($19,43 \text{ mg L}^{-1}$), situado a sudeste da ilha de Paquetá, na área onde as águas dos rios localizados a nordeste da baía contribuem com maior percentual de água doce e MPS (SOARES-GOMES et al., 2016; GODOY et al., 1998 e 2012; AMADOR, 1997). Os pontos 16, 17, 18 e 20, também apresentaram grande concentração de MPS e se localizam próximos à margem leste da baía, próximos ao ponto 19. Apesar dos pontos 16 e 17 estarem na área do meio da baía, eles recebem diretamente a água a nordeste. Sendo assim, os pontos 16, 17, 18, 19 e 20, que foram excluídos da regressão, se encontram no local por onde o MPS proveniente dos rios da APA de Guapimirim são transportados. Uma evidência deste fato é que o ponto 21 tem uma concentração baixa ($2,67 \text{ mg L}^{-1}$). Portanto, boa parte do MPS está indo para sul, entre a ilha de Paquetá e o continente.

O ponto 14, estar de estar localizado na área do meio da baía, encontra-se na pluma de sedimentos que sai do canal do Galeão, ao sul da Ilha do Governador, e por isso, apresentou

concentração de MPS mais elevada ($8,93 \text{ mg L}^{-1}$). Isso destaca o canal de circulação que se formou a oeste da Ilha do Governador, fazendo com que a água do nordeste se desloque, em grande parte, para a área do sul da Ilha do Governador e para a Ilha do Fundão. Como já comentado anteriormente, os rios que desaguam na área a noroeste da baía, carregam grande quantidade de sedimentos e poluentes para o sistema, já que drenam áreas extremamente urbanizadas e com diversas obras de impermeabilização dos solos, retificação e canalização, aterros e dragagens (GODOY et al., 1998 e 2012; MAYR, 1998; AMADOR, 1997; SOARES-GOMES et al., 2016).

A noroeste da baía, dois pontos se destacam com grande concentração de MPS, o 24, com maior concentração localizado em uma pluma de sedimentos em suspensão e o 25, bem próximo à pluma do rio Iguaçu-Sarapuí e Estrela, os rios mais poluídos que desaguam na baía (GODOY et al., 2012; MAYR, 1998). É importante salientar que apesar do ponto 25 situar-se mais próximo da pluma do rio Iguaçu, ele apresentou menor concentração de MPS em relação ao ponto 24, que localiza-se mais próximo ao desague do rio Estrela. Essa área a norte-noroeste da Ilha do Governador, com baixa velocidade de correntes e estagnação das águas, possui um acúmulo muito grande de MPS (GODOY et al., 1998 e 2012; BARROS, 2002 e 2003).

4.4.4. Análise da regressão múltipla linear.

As análises estatísticas auxiliam a explicar e descrever eventos, facilitando a exposição dos resultados e a análise, validação de hipóteses, e, podendo gerar conhecimentos possibilitando a previsão de futuras ocorrências (ZAR, 1984). Sendo assim, buscou-se ferramentas estatísticas, tais como, medidas de dispersão, correlação e regressão, para explicar a distribuição do MPS na Baía de Guanabara, na situação de período seco e maré vazante de sizígia, condições encontradas durante o experimento, como descrito acima.

Por meio de gráficos de dispersão e valor de R^2 , o comportamento das bandas espectrais do OLI/Landsat 8, com relação à concentração de MPS obtida em campo foram verificadas (Figura 4.6). Observou-se que nos pontos 16 até 20 (Figura 4.12), situados na margem leste da baía, o comportamento espectral em relação ao MPS se revelou bem diferente quando comparado aos demais, influenciando a regressão em todas as bandas. Quando foram excluídos da análise de regressão os valores de R^2 se elevaram significativamente. O comportamento espectral desses pontos demandam estudos específicos para explicar sua singularidade diante das demais amostras.



FIGURA 4.12: Pontos amostrais excluídos da análise de regressão.

Foi constatado que quando esses pontos eram excluídos da análise estatística, o valor de R^2 aumentava. As bandas 3, 4 e 8, seguidas pela 1 e 2, apresentaram os maiores valores de R^2 . Esse resultado já era esperado já que os COAs na água respondem às faixas na parcela visível do espectro eletromagnético (JENSEN, 2011; OLIVEIRA et al., 2016). Ainda assim, foram realizadas diversas combinações entre as bandas espectrais do OLI/Landsat 8, primeiramente, sem a exclusão de pontos, e, posteriormente, com a exclusão dos pontos 16 a 20 (Tabela 4.2). O objetivo da realização desses testes de regressão foi encontrar a combinação de bandas que apresentasse melhor resultado para inferir as concentrações e distribuição espacial do MPS na Baía de Guanabara, na situação que foi realizada a coleta de campo e o imageamento. Importante enfatizar que a escolha das combinações entre bandas foi realizada com base no conhecimento prévio presente na literatura sobre comportamento espectral da água (MANTOVANI, 1993; BARROS, 2002; BARBOSA et al., 2003; PEREIRA FILHO et al., 2005; BREUNIG et al., 2007; JENSEN, 2011; OLIVEIRA et al., 2016).

A regressão múltipla linear (ZAR, 1984), excluindo os pontos de 16 a 20, entre as bandas 2, 3 e 8, foi a que apresentou melhores resultados (Tabela 4.2). Seu R^2 foi de 0,93, quando ajustado se revelou com 0,92, teste F com 81,12 e valor P igual a 0. Apesar da regressão entre as bandas 1 a 8, com exclusão dos pontos, ter apresentado maior valor de R^2 (0,94), tanto o R^2 ajustado e o valor de F foram menores que a regressão selecionada. Outras regressões apresentaram o mesmo valor de R^2 que a escolhida nesse estudo, mas com uma análise mais acurada, pode-se verificar que, em um caso o R^2 ajustado foi menor (1, 2, 3, 4 e 8) e, nos dois casos o valor de F se mostrou menos significativo que a regressão selecionada. Os demais casos, aduziram valores de R^2 , R^2 ajustado e F inferiores à escolhida. Por último, a regressão utilizando todas as amostras, mas apenas a banda 8 expôs o pior resultado, com valor de P acima de 0,05.

TABELA 4.2: Testes de Regressão linear entre o MPS e reflectância. Em destaque, a regressão utilizada nesse trabalho. Com exclusão, são considerados todos os pontos, exceto 16 a 20; Sem exclusão, são considerados todos os pontos de amostragem.

Pontos	Bandas	R ²	R ² ajustado	F	P
Com exclusão	1 até 8	0,94	0,90	22,73	0,00
Com exclusão	1, 2, 3, 4 e 8	0,93	0,91	43,15	0,00
Com exclusão	1, 2, 3 e 4	0,87	0,84	26,63	0,00
Com exclusão	2, 3, 4 e 8	0,93	0,92	57,43	0,00
Com exclusão	2, 3 e 8	0,93	0,92	81,12	0,00
Com exclusão	2, 3 e 4	0,87	0,84	37,19	0,00
Com exclusão	3, 4 e 8	0,86	0,84	34,92	0,00
Com exclusão	8	0,76	0,75	59,87	0,00
Sem exclusão	1 até 8	0,74	0,61	5,94	0,00
Sem exclusão	1 até 7	0,69	0,57	5,72	0,00
Sem exclusão	1, 2, 3, 4 e 8	0,61	0,52	6,37	0,00
Sem exclusão	1, 2, 3 e 4	0,61	0,53	8,07	0,00
Sem exclusão	2, 3, 4 e 8	0,61	0,54	8,27	0,00
Sem exclusão	2, 3 e 4	0,60	0,55	11,10	0,00
Sem exclusão	3, 4 e 8	0,44	0,36	5,72	0,00
Sem exclusão	2, 3 e 8	0,55	0,48	8,82	0,00
Sem exclusão	8	0,10	0,06	2,58	0,12

A equação de regressão linear múltipla escolhida para mostrar a distribuição espacial e estimar o valor de MPS na Baía de Guanabara, através dos dados de reflectância é apresentada a seguir (Equação 8):

$$Y = (6,85189087993679) + ((-0,0380920514949769 * B2) + (0,000901513096258908 * B3) + (0,05084417896446 * B8))$$

Equação 8

Com o objetivo de realizar o controle de qualidade dos dados estimados pela regressão, foi realizada a regressão entre o MPS estimado e o MPS da coleta *in situ* (Figura 4.13). O valor de R² (0,85) demonstrou uma boa correlação entre dados, confirmada pelo R² ajustado, *F* e *P*.

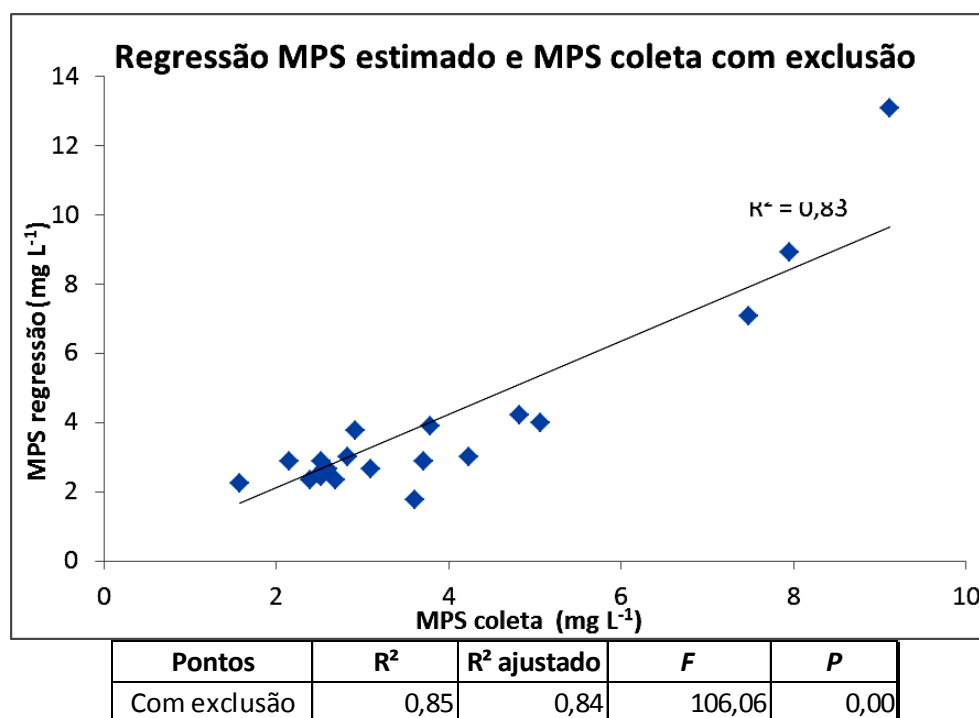


FIGURA 4.13:Regressão linear entre o MPS estimado pela regressão, com base na reflectância, e o MPS obtido pela coleta de campo, com exclusão dos pontos 16 a 20.

Posteriormente, foi realizado um teste estatístico de análise de variância (Teste T) para verificar se houve diferença entre os dois grupos de resultados. Ele mostrou que os dois grupos são iguais ($P = 0,8341$, $p \leq 0,05$).

4.4.5. Distribuição sinótica de MPS na Baía de Guanabara.

A distribuição sinótica da concentração de MPS na superfície da água na Baía de Guanabara, apresentada por esse estudo (Figura 4.14), foi obtida pela equação de regressão (Equação 8) associada às bandas 2, 3 e 8 do sensor OLI/Landsat 8, e é caracterizada por uma situação de maré vazante, sizígia e período seco. Os principais aspectos antrópicos, rios, ilhas, dentre outros, citados na discussão abaixo, encontram-se assinalados na Figura 4.15.

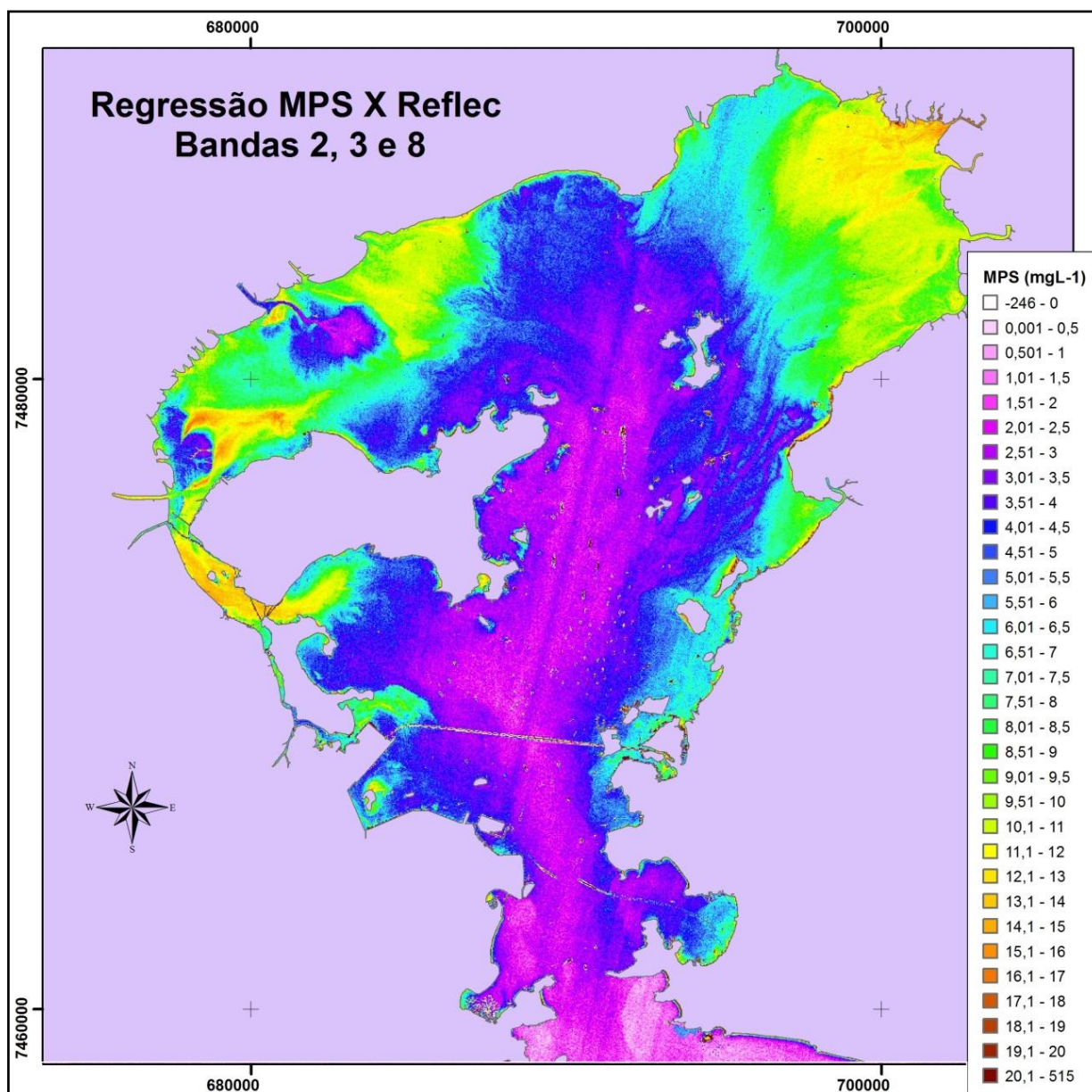


FIGURA 4.14: Mapa da concentração de MPS (mg L^{-1}), na Baía de Guanabara/RJ, a partir da aplicação da equação da regressão linear múltipla (equação 8), obtida através dos pontos de coleta 1 a 15 e 21 a 26 e dos dados de reflectância das bandas 2, 3 e 8, do OLI/Landsat8.

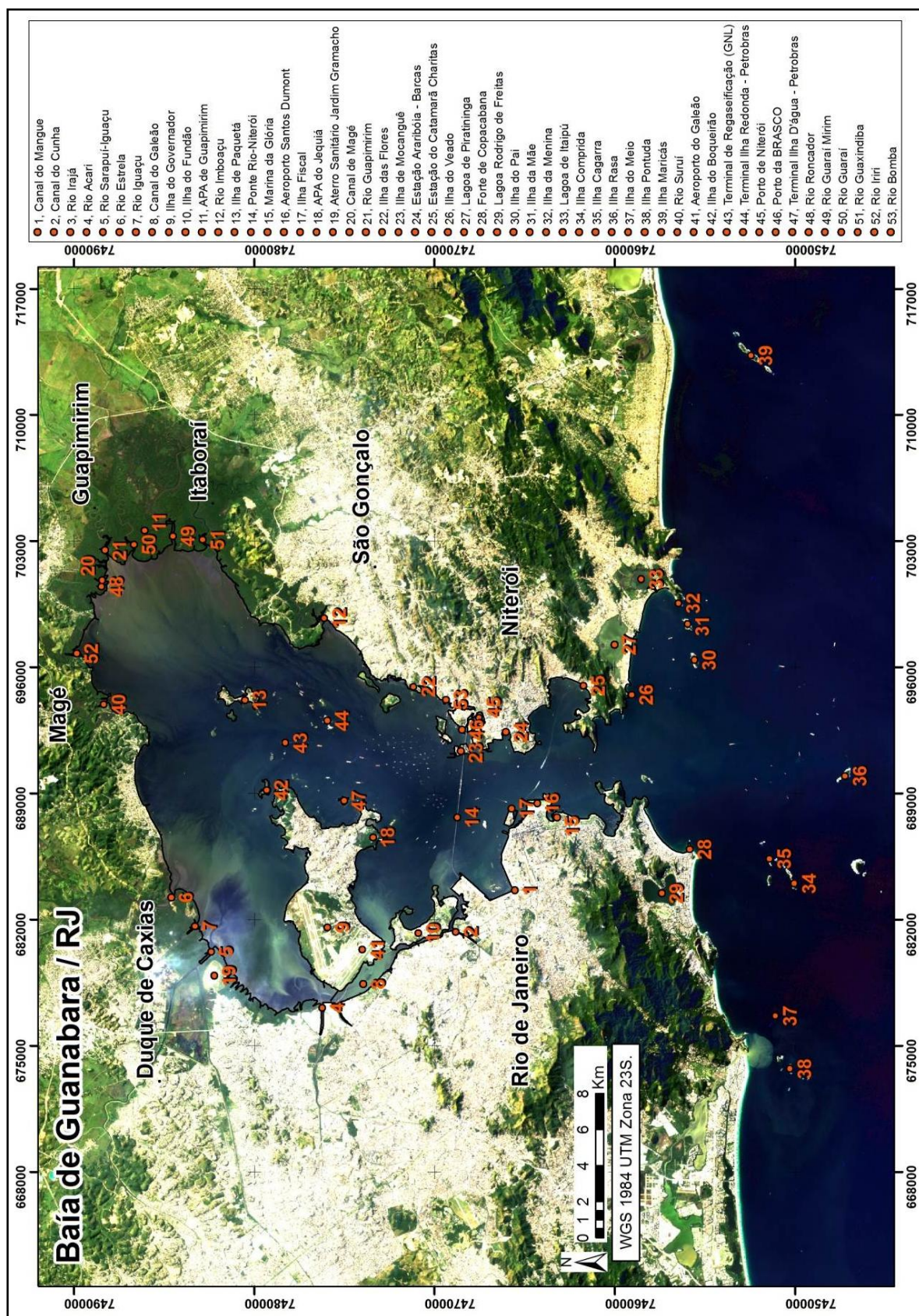


FIGURA 4.15: Principais rios, canais, ilhas e atividades antrópicas na Baía de Guanabara/RJ.

O mapa de regressão linear evidenciou maiores valores ($16 - 20 \text{ mgL}^{-1}$) associados às plumas dos seus tributários mais importantes (Guapimirim, Caceribu, Estrela, São João de Meriti – Figura 4.15), que se situam na região mais interna, principalmente nas porções a nordeste e a noroeste. As características de deposição de sedimentos do fundo da baía apresentam relação direta com a hidrodinâmica e o MPS, sendo uma forma de validar as informações do mapa de regressão. No fundo da baía, a noroeste da Ilha do Governador predominam um material mais grosseiro que o encontrado na área do fundo da baía a nordeste. Essa diferença ocorre porque, a noroeste, os rios sofrem grande impacto antrópico e, a nordeste, ocorre a combinação de uma hidrodinâmica mais tênue associada a presença do manguezal (Figura 4.15), que retém a maior parte dos sedimentos, só chegando a baía aqueles mais finos (MAYR, 1998; QUARESMA et al, 2000; CATANZARO et al., 2004). A maior concentração de MPS no fundo da baía e sua gradual diminuição para a boca, pode ser explicado pela deposição rápida desse material dentro da baía. Isso confirma a hipótese que a baía possui característica de uma barreira geoquímica, retendo a maior parte do MPS dentro dela.

A pluma do rio Iguaçu (Figura 4.14), situado na região a noroeste da baía, embora sendo um dos principais tributários, apresentou concentrações bem inferiores, exibindo um gradiente de MPS, menor no centro da pluma ($2 - 3 \text{ mgL}^{-1}$) e maior nas bordas ($4 - 5 \text{ mgL}^{-1}$). Possivelmente, a presença de um determinado COA ocasionou a diminuição da reflectância e aumento da absorção, fazendo com que a resposta espectral dessa água se tornasse singular. Sendo assim, há necessidade de coleta de amostras *in situ* para confirmar essa hipótese e determinar os COA presentes na pluma. Provavelmente, é a presença de grande quantidade de matéria orgânica que está interferindo na resposta espectral dessa água, já que o Rio Iguaçu (Figura 4.15) é extremamente poluído, através de esgoto doméstico e resíduos industriais (FIGUEIREDO JR et al, 2014; AGUIAR et al, 2016; SOARES-GOMES et al, 2016). Os sedimentos mais finos da baía apresentam altas taxas de matéria orgânica e que com o aumento do teor de matéria orgânica o sedimento fica com uma coloração escura. Normalmente isso se apresenta em ambientes com águas calmas, baixa velocidade de correntes, circulação restrita e pela elevada produtividade devido a grande quantidade de esgoto (CATANZARO et al., 2004). As plumas oriundas do canal do Cunha (Figura 4.15), do canal do Mangue e do rio Imboacú, também apresentaram os maiores aportes de MPS para a baía ($9 - 13 \text{ mgL}^{-1}$).

A região do canal central da baía apresentou as menores concentrações ($2 - 3 \text{ mgL}^{-1}$) (Figura 4.14). Evidenciou-se que as menores concentrações de MPS dentro da baía seguem o canal central, chegando às margens da Ilha de Paquetá e do Boqueirão (Figura 4.15) e atingindo áreas bem ao norte, no fundo da baía.

Os sedimentos em suspensão na água atuam como traçador da hidrodinâmica (BARBOSA et al., 2003). O banco arenoso na entrada da baía, como já descrito anteriormente, influencia a hidrodinâmica local, canalizando as correntes e impedindo assim a deposição das frações mais finas no sedimento (QUARESMA, 2000). Portanto, nessa área é composta predominantemente de areia e se estende a norte pelo canal central da baía, onde as correntes são mais fortes (CATANZARO et al., 2004).

Pode-se observar um gradiente lateral significativo a partir do alinhamento Gragoatá – Aeroporto Santos Dumont, onde a concentração de MPS aumenta em direção às margens da baía. Salienta-se que de maneira geral, a concentração de MPS na margem leste da baía é superior à margem oeste. Com o alargamento da baía, a partir do alinhamento Forte de Gragoatá e Aeroporto Santos Dumont, ocorre a diminuição das correntes, fazendo com que sejam depositados sedimentos mais finos mais próximo às margens, nas adjacências do canal central, corroborando os dados apresentados acima (CATANZARO et al., 2004).

Ao examinar o mapa de regressão, verificou-se uma grande concentração de MPS entre o continente e a Ilha do Governador ($10 - 14 \text{ mgL}^{-1}$), evidenciando uma pluma que sai do canal do Galeão. Ao mesmo tempo, outra área próxima com grande concentração de MPS localiza-se a noroeste da Ilha do Governador chegando a valores superiores a 16 mgL^{-1} . Quando essas duas áreas são observadas em conjunto, notou-se um arco formado em torno da parte noroeste, oeste e sudoeste da ilha do Governador, apresentando maiores concentrações de MPS. Com isso, ressalta-se um aspecto hidrodinâmico importante da Baía de Guanabara: a água atravessa ao norte/noroeste da Ilha do Governador, passa pelo canal do Galeão e sai entre a Ilha do Fundão e o sul/sudoeste da Ilha do Governador (MALTA, 2005).

Outro aspecto importante é a diminuição da concentração de MPS em direção à área costeira, demonstrando que a maior parte dos sedimentos em suspensão oriunda dos tributários fica retida dentro da Baía de Guanabara, nas condições em que foram realizadas as amostragens. Através dos valores de MPS do campo e pelos obtidos pela regressão, verifica-se a gradual diminuição das concentrações de MPS na baía, mostrando um transporte de MPS da área da APA de Guapimirim, assim como da área de desagüe do rio Imboaçu, em direção ao canal central da baía e ao oceano, margeando a costa leste.

4.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso do sensoriamento remoto em pesquisas na água, principalmente em ambientes costeiros e estuarinos, é mais complexo quando comparado a outros alvos, já que a resposta espectral da água é o resultado da interação da água com os COAs. Os melhores resultados de R^2 , obtido a partir da concentração de MPS presente na água e dos valores de reflectância, encontram-se nas bandas do visível do OLI/Landsat 8 (Figura 4.6), com R^2 nas bandas 1 e 2 acima de 0,30; nas bandas 3 e 4 acima de 0,60 e na banda 8 de 0,76. Uma das principais vantagens, ao se trabalhar com imagens de satélite para água, principalmente de ambientes costeiros dinâmicos como os estuários, é a visão sinótica e a possibilidade de séries temporais, já que nesses ambientes a distribuição de MPS na água varia rapidamente.

A distribuição de MPS evidencia consequências importantes da circulação nos estuários. Essa distribuição é resultado de vários aspectos relacionados ao MPS, assim como, a taxa de sedimentação e o tipo de sedimento de fundo, auxiliando no entendimento de diversos processos dentro da baía. Compreender a dinâmica do MPS dentro da Baía de Guanabara, é muito importante para avaliarmos a possibilidade deste ambiente atuar como um importante exportador de poluentes e sedimentos.

Com base nos resultados obtidos neste trabalho, na condição de período seco, tudo indica que a baía estava atuando como um sumidouro de MPS, já que havia uma maior concentração de MPS dentro da baía e uma baixa concentração saindo da baía. As concentrações de MPS foram muito baixas, devido à vazão fluvial reduzida e pequeno aporte de MPS, por conta do pequeno total pluviométrico na bacia de drenagem.

Verificou-se que o aporte lateral de água doce e a diferença de vazão fluvial exerce grande influência no aporte de MPS, na sedimentação e na variação de MPS na baía. O gradiente lateral de MPS é evidente, com maior concentração próximo às margens. Decerto, no fundo da baía há grande concentração de MPS, principalmente à nordeste e à noroeste, como consequência a presença de diversos contribuintes importantes. Além disso, a pluma do rio Iguaçu apresentou baixa concentração de MPS, mas acredita-se que isso tenha ocorrido pela alta taxa de matéria orgânica, que deixa o sedimento com coloração mais escura, aumentando a absorção da luz. Ou a presença de matéria orgânica pode estar fazendo com que o sedimento se deposite logo, ou então está muito envolvida com MPS o que, neste caso, não implica em baixas concentrações de MPS e sim consequência da alta concentração de matéria orgânica mascarando o resultado.

Sendo assim, corroborou-se a grande eficácia de se utilizartécnicas do sensoriamento remoto para a compreensão do padrão de distribuição e dinâmica do MPS. A visão sinótica facilita a análise e a imagem possui série temporal, que permite a replicação da metodologia para outras situações de estação e maré.

CONCLUSÕES

O uso do sensoriamento remoto para estudos em ambientes aquáticos fornece grande contribuição por possibilitar uma visão sinótica, rápida e de custo reduzido. Os dados espectrais extraídos de imagens em ambientes estuarinos e costeiros são mais complexos, pois são resultado da interação entre as moléculas de água e os componentes opticamente ativos na lâmina d'água, tais como os pigmentos fotossintéticos, CDOM e os sedimentos inorgânicos.

Para extrair esse tipo de informação de maneira mais precisa é fundamental a aplicação prévia da correção atmosférica na imagem de satélite, minimizando os efeitos de espalhamento e absorção pela atmosfera. Dentre os modelos testados neste trabalho, todos de transferência radiativa, a imagem fornecida já corrigida pela USGS e o modelo ATCOR4OLI, baseado no 6S, foram os que apresentaram melhores resultados. Os dois produtos exibiram curva espectral com mesmo comportamento e condizente com as características espectrais dos alvos encontradas na literatura.

Uma vez corrigida a imagem, a classificação orientada a objeto multiespectral identificou diferentes tipos de água na Baía de Guanabara ressaltando sua compartimentação dinâmica. Esta compartimentação evidenciou sua complexidade e diferenças espectrais entre grandes áreas, tais como, o fundo, as margens e o canal central. Esse quadro é uma consequência das contribuições diferenciadas da rede de drenagem, do entorno da baía, associada às características hidrodinâmicas locais.

Por fim, a classificação e a regressão forneceram um panorama sinótico dinâmico da água na Baía de Guanabara no período seco, evidenciado, nesse trabalho, pela distribuição de MPS, obtido a partir de dados espectrais relacionados à coleta *in situ*.

VI

RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES

A Baía de Guanabara é um ambiente muito complexo, comportando infinitas possibilidades de estudos e gerando sempre novos questionamentos. O uso da visão sinótica proporcionado pelas imagens orbitais, incitou grande curiosidade e diversas idéias. Ao longo desse trabalho surgiram diversas inspirações para futuras pesquisas. Segue-se algumas sugestões para trabalhos futuros:

- Em vista da variabilidade das águas na baía, sugere-se a replicação da metodologia usada nesse trabalho para outras situações de maré e períodos do ano, possibilitando a geração de modelos;
- Levar um espectrômetro no dia da coleta de campo para obter medidas físicas locais, que possibilitem uma validação mais precisa da correção atmosférica e uma melhor compreensão acerca do comportamento espectral das águas do caso-2.
- Testar modelos de correção atmosférica específicos para água, tal como o aplicado pelo programa *Acolite*;
- Juntamente com a amostragem da água superficial, obter informações como a temperatura da água, oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez, clorofila-a, matéria orgânica, nutrientes e velocidade e direção das correntes; para respaudar os dados inferidos com as imagens orbitais;
- Coletar dados *in situ* de áreas mais a noroeste e a nordeste da baía e na área mais externa, próxima à região costeira, para melhorar a regressão.
- Coletar dados *in situ* da pluma do sistema Iguaçu/Sarapuí, que apresentou singularidades com relação ao comportamento espectral, validando a hipótese sobre o alto teor de matéria orgânica na área alterando o comportamento espectral da água.
- Verificar em outras datas e situações de maré a presença da estrutura hidrodinâmica em forma elíptica, encontrada na imagem e realizar coleta de dados *in situ* para compreender mais essa feição.

VII

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, V. M. de C.; LIMA, M. N. de; ABUCHACRA, R. C.; ABUCHACRA, P. F. F.; BAPTISTA NETO, J. A.; BORGES, H. V. & OLIVEIRA, V. C. de. **Ecological risks of trace metals in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil: An index analysis approach.** *Ecotoxicology and Environmental Safety* 133 (2016) 306–315.
- ALERTA RIO (Sistema Alerta Rio, da Prefeitura do Rio de Janeiro). **Dados meteorológicos.** Site: <<http://alertario.rio.rj.gov.br/>>, acesso em 30/12/2015.
- ALMEIDA, T & MENESES, P. R. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto.** Disponível em: <<http://www.cnpq.br/documents/10157/56b578c4-0fd5-4b9f-b82a-e9693e4f69d8>>. Acesso em: 30 julho de 2013.
- AMADOR, E. da S. **Baía de Guanabara e Ecossistemas Periféricos: Homem e Natureza.** Rio de Janeiro: E.S. Amador, 1997, 539 p.
- ANTUNES, M. A. H.; DEBIASI, P.; COSTA, A. R. da & GLERIANI, J. M. (2012). **Correção Atmosférica de Imagens Alos/Avnir-2 Utilizando o Modelo ATMCOR4OLI.** Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto ISSN: 1808-0936. *Revista Brasileira de Cartografia.* No 64/4: 531-539.
- ANTUNES, M. A. H.; GLERIANI, J. M. & DEBIASI, P. Atmospheric effects on vegetation indices of TM and ETM+ images from a tropical region using the ATMCOR4OLI model. In: **Proceedings of the IEEE IGARSS2012**, Munich, 2012, pp. 6549-6552.
- ARRAUT, E. M.; RUDORFF, C. de M.; BARBOSA, C. C. F.; CARVALHO, J. C.; FILHO, W. P. & NOVO, E. M. L. de M. **Estudo do Comportamento Espectral da Clorofila edos Sólidos em Suspensão nas Águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época da seca, através de técnicas de espectroscopia de campo.** Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 2447-2456.
- AURIN, D. A. & DIERSEN, H. M. **Advantages and limitations of ocean color remote sensing in CDOM-dominated, mineral-rich coastal and estuarine waters.** *Remote Sensing of Environment* 125 (2012) 181–197.
- BAATZ, M.; SCHÄPE, A. **Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation.** In: XII Angewandte Geographische Informationsverarbeitung, Wichmann-Verlag, Heidelberg, 2000.
- BAPTISTA NETO, J. A.; GINGELE, F. X.; LEIPE, T. & BREHME, I. **Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil.** *Environ Geol* (2006) 49: 1051–1063.

BAPTISTA NETO, J.A.; SMITH, B.J. & MCALISTER, J.J. **Sedimentological evidence of human impact on a nearshore environment:** Jurujuba Sound, Rio de Janeiro State, Brazil. *Applied Geography*.Pergamon.19(2): 153-177, 1999.

BAPTISTA NETO, J. A.; GINGELE, F. X.; LEIPE, T.& BREHME, I.**Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay:** Rio de Janeiro, Brazil.*Environ Geol* (2006) 49: 1051–1063.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas.** 2005. 286 p. (INPE-14614-TDI/1193). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2005. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/MTCm13@80/2006/02.22.15.03>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. de M.; CARVALHO, J. C.; FILHO, W. P. & MANTOVANI, J. E. Caracterização Espectral Das Massas D'água Amazônicas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), Belo Horizonte, 05 - 10 abril 2003. Anais XI SBSR. São José dos Campos: INPE, 2003. p. 2419 - 2425. CD-ROM, On-line. Disponível em: <<http://marte.sid.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2003/03.28.12.35/doc/@sumario.htm>>. Acesso em 15 ago. 2014.

BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. de M.; CARVALHO, J. C.; PEREIRAFILHO, W. & MANTOVANI, J. E. **Caracterização Espectral das Massas D'água Amazônicas.**Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, 05 - 10 abril 2003, INPE, p. 2419 - 2425.

BARROS, R. S. de. **Estimativa de Parâmetros Físico-Químicos da Água com Suporte do Sensoriamento Remoto** – estudo de caso: Baía de Guanabara. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 152 p., 2002.

BARROS, R. S. de; CRUZ, C. B. M.; MEDEIROS, A. F. F. de & SEABRA, V. da S. **Estimativa de Turbidez e Temperatura da Água a Partir de Dados dos Sensores TM e ETM+ para a Baía de Guanabara.**Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, 05 - 10 abril 2003, INPE, p. 2435 - 2442.

BÉRGAMO, A. L. **Características Hidrográficas, da Circulação e dos Transportes de Volume e Sal na Baía de Guanabara (RJ):** Variações sazonais e Moduladas pela Maré. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, área de Oceanografia Física, 2006.

BLASCHKE, T. **Object based image analysis for remote sensing.**ISPRS Journal of Photogrametry and Remote Sensing 65 (2-16), 2010.

BONANSEA, M. & FERNANDEZ, R. L. **Remote sensing of suspended solids concentration in a reservoir with frequent wildland fires on its watershed.**Water Science & Technology, 67.1, 2013, p. 217-223.

BRAGA, C.Z.F. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ.**1998. 160 p. Tese (Doutorado em Geociências – Área de Concentração Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 1998.

BREUNIG, F. M.; WACHHOLZ, F.; PEREIRA, F. W. & RUDORFF, C. M. **Análise das Propriedades Ópticas da Água do Reservatório Rodolfo Costa e Silva** – Itaara, RS, Brasil, usando dados espectrais de campo e imagens orbitais multiespectrais. *Revista Ambi-Água*, Taubaté, v. 2, n. 2, p. 88-102, 2007.

BREZONIK, P. L.; OLMANSON, L. G.; FINLAY, J. C. & BAUER, M. E. **Factors affecting the measurement of CDOM by remote sensing of optically complex inland waters**. *Remote Sensing of Environment* 157 (2015) 199–215.

BUKATA, R. P. **Satellite monitoring of inland and coastal water quality: retrospection, intropection, future direction**. Taylor & Francis Group, LLC, 2005, 281 p.

BURNETT, C. & BLASCHKE, T. **A multi-scale segmentation-object relationship modelling methodology for landscape analysis**. *Ecological Modelling* 168 (3) 233-249. 2003.

CAMARGO, J.M.R.; PATCHINEELAM, S.M. & GUERRA, J.V. **Variações das forçantes hidrodinâmicas junto a um campo de dunas subaquáticas na Baía de Guanabara – RJ**. *Atlântica*, Rio Grande, 26 (1): 5-15, 2004.

CAMARGO, F. F.; FLORENZANO, T. G. & ALMEIRA, C. M. De. **Análise Orientada a Objetos aplicada a classificação de Unidades de Relevo**. INPE, São José dos Campos. 2008.

CANCINO, L. & NEVES, R. **Hydrodynamic and sediment suspension modelling in estuarine systems**. Part II: Application to the Western Scheldt and Gironde estuaries. *Journal of Marine Systems* 22 (1999) 117–131.

CARVALHO, M.; CIOTTI, A. M.; GIANESELLA, S. M. F.; CORRÊA, F. M. P. S. & PERINOTTO, R. R. C. **Bio-Optical Properties of the Inner Continental Shelf off Santos Estuarine System, Southeastern Brazil, and Their Implications for Ocean Color Algorithm Performance**. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62(2):71-87, 2014.

CATANZARO, L. F. de. **Distribuição de Sedimentos e Características de Ecocarater (7,0khz) na Baía de Guanabara, RJ-Brasil**. Niterói: Universidade Federal Fluminense, Instituto De Geociências, Departamento de Geologia – Lagamar, Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geofísica Marinha, 2002, 58p.

CATANZARO, L. F.; BAPTISTA NETO, J. A.; GUIMARÃES, M. S. D. & SILVA, C. G. **Distinctive Sedimentary Processes in Guanabara Bay – SE/Brazil**, based on the analysis of echo-character (7.0 Khz). *Revista Brasileira de Geofísica*, Vol. 22(1) (2004), p. 69-83.

CEMADEN (Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais). **Dados de Pluviômetros Automáticos**. Site: <<http://www.cemaden.gov.br/mapainterativo/#>>. Acesso em: 30/12/2015.

CHENG, Chunmei; WEI, Yuchun; SUN, Xiaopeng & ZHOU, Yu. **Estimation of Chlorophyll-a Concentration in Turbid Lake Using Spectral Smoothing and Derivative Analysis**. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10, 2979-2994, 2013.

CHERUKURU, N.; FORD, P. W.; MATEAR, R. J.; OUBELKHEIR, K.; CLEMENTSON, L. A.; SUBER, K. & STEVEN, A. D. L. **Estimating dissolved organic carbon concentration in turbid coastal waters using optical remote sensing observations**. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 52 (2016) 149–154.

- CONCHA, J. A. & SCHOTT, J. R. **Retrieval of color producing agents in Case 2 waters using Landsat 8**. Remote Sensing of Environment 185 (2016) 95–107.
- CONSTANTIN, S.; DOXARAN, D. & CONSTANTINESCU, S. **Estimation of water turbidity and analysis of its spatio-temporal variability in the Danube River plume (Black Sea) using MODIS satellite data**. Continental Shelf Research 112 (2016) 14–30.
- CRUZ, C. B. M.; TEIXEIRA, A. J. de A.; BARROS, R. S. de; ARGENTO, M. S. F.; MAYR, L. M. & MENEZES, P. M. L. de (1998). Carga Antrópica da Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara. Anais do IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Santos, 11-18 set 1998, INPE, pp. 99-109.
- DHN, Diretoria de Hidrografia e Navegação; CHM, Centro de Hidrografia da Marinha & BNDO, Banco Nacional de Dados Oceanográficos. **Tábua de Marés**. Porto do Rio de Janeiro – Ilha Fiscal. Acesso em: 20/05/2015. Site: <<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsao-mare/tabuas/>>.
- DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. (2008). Descargas de Material Particulado em Suspensão para o Estuário do Rio Jaguaribe (CE). III Congresso Brasileiro de Oceanografia – CBO’2008. I Congresso Ibero-Americano de Oceanografia – I CIAO. Fortaleza (CE), 20 a 24 de maio de 2008.
- DOXARAN, D.; FROIDEFOND, Jean-M.; LAVENDER, S. & CASTAING, P. **Spectral signature of highly turbid waters Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations**. Remote Sensing of Environment 81 (2002) 149– 161.
- DOXARAN, D.; FROIDEFOND, J-M. & CASTAING P. **Remote-sensing reflectance of turbid sediment-dominated waters**. Reduction of sediment type variations and changing illumination conditions effects by use of reflectance ratios. APPLIED OPTICS, Vol. 42, No. 1520, May 2003, 2623-2634.
- DYER, K. R. **Estuaries: A physical Introduction**. 2. ed., Chinchester, Wilwy, 1997, 195 pp.
- EGLER, C. A. G.; CRUZ, C. B. M.; MADSEN, P. F. H.; COSTA, S. de M. & SILVA, E. A. da (2003). Proposta de Zoneamento Ambiental da Baía de Guanabara. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ - Volume 26 / 2003, pp. 127-138.
- ESPINDOLA, G. M. de. **Ajuste de parâmetros em algoritmos de segmentação de imagens por crescimento de regiões**. 55p. Dissertação (Mestrado)- Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. São José dos Campos, INPE, 2006.
- FAYYAD, U.; Piatetsky-Shapiro, G.; SMYTH, P.; UTHURUSAMY, R. **Advances in Knowledge Discovery and Data Mining**. Cambridge: MIT Press, 1996. 560 p.
- FERREIRA, A. B. & FILHO, W. P. **Avaliação da Reflectância Espectral de Corpos D’água em Santa Maria-RS por Meio de Espectrorradiometria de Campo**. Revista eletrônica do Curso de Geografia – Campus Jataí/GO – UFG. Site: <www2.jatai.ufg.br/ojs/index.php/geoambiente>. N.13 jul-dez/2009.
- FIGUEIREDO JR., A. G.; TOLEDO, M. B. de; CORDEIRO, R. C.; GODOY, J. M. O.; SILVA, F. T. da; VASCONCELOS, S. C. & SANTOS, R. A. dos. **Linked variations in sediment accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years**. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 415 (2014) 83–90.

FONSECA, R. B. M. da; ABREU, K. C. C. de; VILELA, C. G. & NETO, J. A. B. (2007). **Análise dos Foraminíferos Bentônicos de Dois Testemunhos na Região Nordeste da Baía de Guanabara**. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ - Vol. 30 -1 / 27 de julho de 2007, p. 27-29.

GIANNINI, M. F. C.; CIOTTI, Á. M. & HARARI, J. (2009). **Variabilidade espaço-temporal do material em suspensão na Baía de Santos e áreas adjacentes com auxílio de imagens de satélite**. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, 25-30 abr 2009, INPE, pp. 2033-2039.

GODOY, J. M.; MOREIRA, I.; BRAGANÇA, M. J.; WANDERLEY, C.; MENDES, L. B. **A study of Guanabara Bay sedimentation rates**. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chem., Vol. 227, Nos 1 2 (1998) 15 ~160.

GODOY, J. M.; OLIVEIRA, A. V.; ALMEIDA, A. C.; GODOY, M. L. D. P.; MOREIRA, I.; WAGENER, A. R. & FIGUEIREDO JUNIOR, A. G. de. **Guanabara Bay Sedimentation Rates based on 210Pb Dating: Reviewing the Existing Data and Adding New Data**. J. Braz. Chem. Soc., Vol. 23, No. 7, (2012) 1265-1273.

GUIMARÃES, M. de S. D.; CATANZARO, L. F. de; BAPTISTA NETO, J. A.; VILELA, C. G. & BREHME, I. **Caracterização Textural dos Sedimentos Superficiais de Fundo e Dinâmica Sedimentar na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro**. Revista Tamoios – Departamento de Geografia da Uerj – FFP. Julho/ Dezembro-Ano IV, V.3, nº 2, 2007. ISSN 1980- 4490.

HAN, L. & RUNDQUIST, D. C. **Comparison of NIR/RED Ratio and First Derivative of Reflectance in Estimating Algal-Chlorophyll Concentration: a case study in a turbid reservoir**. Remote Sens. Environ. 62:253-261, 1997.

HAPP, P. N.; FEITOSA, R. Q.; BENTES, C. & FARIAS, R. **Um Algoritmo de Segmentação por Crescimento de Regiões para GPUS**. Boletim Ciências Geodésicas, Curitiba, v. 19, no 2, p.208-226, abr-jun, 2013.

HARALICK, R.; SHANMUGAN, K. & DINSTEN, I. **Textural features for image classification**. IEEE Trans. Systems Man Cybernetics 3 (1), 610–621, 1973.

IBGE. **População**. Site: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 07/12/2016.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). **Dados meteorológicos**. Site: <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>>. Acesso em: 30/12/2015.

IRONS, J. R.; DWYER, J. L. & BARS, J. A. **The next Landsat satellite: The Landsat Data Continuity Mission**. Remote Sensing of Environment 122 (2012) 11–21.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução: EPIPHANIO, J. C. N. *et al.* São José dos Campos, SP: Parêntese, 2011, 598p.

JICA Report. **The study on recuperation of the Guanabara Bay ecosystem**. Tokyo: Japan International Cooperation Agency: Kokusai Kogyo Co., Ltd., 1994.

KJERFVE, B., RIBEIRO, C. H. A., DIAS, G.T.M., FILIPPO, A. M., QUARESMA, V.S. **Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil**. Continental Shelf Research, 17 (13), 1609-1643, 1997.

- LANG, S L.T. **Object-based mapping and object-relationship modeling for land use classes and habitats**. Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 10 (1) 5-18. 2006.
- LOBO, F. de L. **Biblioteca Espectral: determinação de espectros de referência para a classificação de tipos de água das áreas alagáveis da Amazônia**. Dissertação de mestrado em Sensoriamento Remoto. São José dos Campos: INPE, 2009, 129p.
- LORENZZETTI, J. A. **Princípios Físicos de Sensoriamento Remoto**. São Paulo: Blucher, 2015, 293p.
- MALTA, F. S. **Estudo de correntes de maré do complexo estuarino da Baía de Guanabara - RJ**. Dissertação (Mestrado). Programa de pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005, 132 p.
- MANTOVANI, J. E. **Comportamento Espectral da Água: faixas espectrais de maior sensibilidade ao fitoplâncton na presença de matéria orgânica dissolvida e matéria inorgânica particulada**. 119 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - São José dos Campos: INPE, 1993.
- MARIANO, L. S. A. **Estimativas do tempo de residência na Baía de Guanabara a partir de um modelo numérico**. 95 p. Monografia (Bacharelado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2014.
- MAYR, L. M. **Avaliação ambiental da Baía de Guanabara com Suporte do Geoprocessamento**. 389 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Geografia. Rio de Janeiro, UFRJ, 1998.
- MELO, G. V. de. **Transporte de Metais Pesados no Sedimento em Suspensão na Baía de Guanabara, em um ciclo de maré**. 84 p. Dissertação (Mestrado)- Pós-Graduação em Geologia e Geofísica Marinha. Niterói, UFF, 2004.
- MELO, G. V. de; NETO, J. A. B.; MALM, O.; FERNANDEZ, M. A. dos S. & PATCHINEELAM, S. M. **Composition and behaviour of heavy metals in suspended sediments in a tropical estuarine system**. Environ Earth Sci (2015) 73:1331–1344.
- MENESES, Paulo Roberto & ALMEIDA, Tati de (orgs.). **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília: UNB e CNPQ, 2012, 266p.
- MILLER, R. L. & MCKEE, B. A. **Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal waters**. Remote Sensing of Environment 93 (2004) 259–266.
- MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M. & KJERVFE, B. **Princípio de oceanografia física de estuários**. Ed. USP. 2002, 411pp.
- MOLLERI, G. S. F.; KAMPEL, M.; NOVO, E. M. L. de M. **Spectral classification of water masses under the influence of the Amazon River plume**. Acta Oceanol. Sin., 2010, Vol. 29, No. 3, P. 1-8.
- MOREIRA, M. A. **Efeito da variabilidade climática sobre a dinâmica das florestas de mangue: o caso do complexo estuarino de Caravelas – Nova Viçosa, Bahia, Brasil**. 2015, 160p. (Dissertação) Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2015.

- MOREL, A. & PRIEUR, L. **Analysis of variations in ocean color**. *Limnol. Oceanogr.* 22, 709–722 (1977).
- NOERNBERG, M. A.; KAMPEL, M. & BRANDINI, F. P. **Estudo da variabilidade temporal da concentração de clorofila estimada por satélite na plataforma continental catarinense: latitude 26° 46' S**. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 4635-4642.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 3 ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2008, 363 p.
- OLIVEIRA, E. N. de. **Impacto de Barragens sobre a Dispersão de Matéria e a Sustentabilidade da Pluma Costeira do Rio São Francisco (AL/SE): análise espacial e temporal por sensoriamento remoto**. 2009, 158 p. Tese (Doutorado). Curso de Pós-Graduação em Geociências -Universidade Federal Fluminense- Geoquímica Ambiental. Niterói, RJ: 2009.
- OLIVEIRA, E. N. de; KNOPPERS, B. A.; LORENZZETTI, J. A.; MEDEIROS, P. R. P.; CARNEIRO, M. E. & SOUZA, W. F. L. de. **A Satellite View of Riverine Turbidity Plumes on The Ne-E Brazilian Coastal Zone**. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(3):283-298, 2012.
- OLIVEIRA, E. N.; FERNANDES, A. M.; KAMPEL, M.; CORDEIRO, R. C.; BRANDINI, N.; VINZON, S. B.; GRASSI, R. M.; PINTO, F. N.; FILLIPO, A. M. & PARANHOS, R. **Assessment of remotely sensed chlorophyll-a concentration in Guanabara Bay, Brazil**. *J. Appl. Remote Sens.* 10(2), 026003 (2016), doi: 10.1117/1.JRS.10.026003.
- PAHLEVAN, N.; LEE, Z.; WEI, J.; SCHAAF, C. B.; SCHOTT, J. R. & BERK, A. **On-orbit radiometric characterization of OLI (Landsat-8) for applications in aquatic remote sensing**. *Remote Sensing of Environment* 154 (2014) 272–284.
- PATISSIER, D. B.; GOWER, J. F. R.; DEKKER, A. G.; PHINN, S. R. & BRANDO, V. E. **A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans**. *Progress in Oceanography* 123 (2014) 123–144.
- PEREIRA FILHO, W.; BARBOSA, C. C. F. & NOVO, E. M. L. de M. **Influência das condições do tempo em espectros de reflectância da água**. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 415-422.
- PERILLO, G. M. E. **Dinámica del Transporte de Sedimentos**. Asociación Argentina de Sedimentología, 2003, 201 p.
- PIMENTA, F. M.; CAMPOS, E. J. D.; MILLER, J. L.; PIOLA, A. R. A numerical study of the Plata River Plume along the southeastern south American Continental Shelf. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 53, n. 3/4, p. 129-146. 2005.
- PIMENTA, M. L. da F., COURA, P. H. F., CRUZ, C. B. M., & LACERDA, E. R. **Estudo das incertezas da definição de parâmetros no processo de correção atmosférica**. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), Foz do Iguaçu, PR, 13 - 18 de abril 2013. Anais XVI SBSR. São José dos Campos: INPE, 2013. P. 1915 – 1922. CD-ROM, On-line. Disponível em: <http://marte2.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte2/2013/05.29.00.18.08/doc/p1019.pdf> Acesso em 17 out. 2014.

POLIDORIO, A. M.; IMAI, N. N.; TOMMASELLI, A. M. G. **Índice indicador de corpos d'água para imagens multiespectrais**. I Simpósio de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, v. 9, 2004.

PONZONI, F. J. & SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos, SP: Ed. Parêntese, 2010, 136p.

PONZONI, F. J.; PINTO, C. T.; LAMPARELLI, REFLECTÂNCIA APARENTE C.; JUNIOR, J. Z. & ANTUNES, M. A. H. **Calibração de Sistemas Sensores Orbitais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015, 96p.

PROJETO VAZÃO ECOLÓGICA. **Dados de maio e junho de 2015 da estação meteorológica de Guapimirim**. UFF - Petrobras. Acesso em: 01/03/2016.

QUARESMA, V.S., DIAS, G.T.M. & BAPTISTA NETO, J.A. **Caracterização de padrões de sonar de varredura lateral e 3,5 e 7,0 kHz na porção sul da Baía de Guanabara – RJ**. Revista Brasileira de Geofísica. (2000)18 (2):201-214.

RANGEL, C. M. A.; NETO, J. A. BAPTISTA; FONSECA, E. M.; McALISTER, J.& SMITH, B. J. **Study of heavy metal concentration and partitioning in the Estrela River: implications for the pollution in Guanabara Bay – SE Brazil**. Anais da Academia Brasileira de Ciências (2011) 83 (3) 801-815.

REIS, J. B. C. dos&SAAVEDRA, O. F. C.. **Comparação de métodos de classificação para reconhecimento de corpos d'água em imagens do sensor OLI do Landsat8**. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE.

RODRIGUES, R. P.; KNOPPERS, B. A.; SOUZA, W. F. Landim de & SANTOS, E. S. **Suspended Matter and Nutrient Gradients of a Small-Scale River Plume in Sepetiba Bay, SE-Brazil**. Braz. Arch. Biol. Technol.: v.52 n.2, Mar/Apr 2009, pp. 503-512.

ROELFSEMA, C. M.; LYONS, M.; KOVACS, E. M.; MAXWELL, P.; SAUNDERS, M. I.; VILLARREAL, J. S. & PHINN, S. R.. **Multi-temporal mapping of seagrass cover, species and biomass: A semi-automated object based image analysis approach**. Remote Sensing of Environment 150 (2014) 172–187.

RUCHIGA, T. S. **Estudo Numérico da Pluma Estuarina da Baía de Guanabara**. Monografia - Curso de Oceanografia - Faculdade de Oceanografia - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2014, 106 p.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; SCHALLES, J. F. & PEAKE, J. S. **Remote Measurement of Algal Chlorophyll in Surface Waters: The Case for the First Derivative of Reflectance Near 690 nm**. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, Vol. 62, No. 2, February 1996, pp. 195-200.

SANTOS, P. T. dos; VILELA, C. G.; NETO, J. A. B.; SANJINÉS, A. E. S.; ALDANA, Y. del C. P. & PUGIRÁ, M. da S. (2007). **Análise Multivariada de Dados Ecológicos da Baía de Guanabara- RJ, com Base em Foraminíferos Bentônicos**. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ - 30 de julho de 2007- Vol. 30 -1 / 2007. p. 109-115.

SCHWASSMANN, H. O.; BARTHEM, R.B. & CARVALHO, M.L. **A Note on the Seasonally Shifting Zone of High Primary Production in the Bay of Marajó, Pará, Brazil, 1983-1984.** Acta boto bras. 2(1): 165 - 174 (1989) supl.

SHEN, F.; ZHANG, J.; LIU, Z. & MAO, Z. **Spectral signature characters based on measurement in situ of high turbid water in Yangtze River estuary.** Remote Sensing of the Marine Environment, Vol. 6406, 640608, 2006.

SILVA, M. P. Dos S.; CÂMARA, G.; ESCADA, M. I. S. & SOUZA, R. C. M. de. **Remote-sensing image mining: detecting agents of land-use change in tropical forest areas.** International Journal of Remote Sensing Vol. 29, No. 16, 20 August 2008, 4803–4822.

SLONECKER, E. T.; JONES, D. K.; PELLERIN, Brian A. **The new Landsat 8 potential for remote sensing of colored dissolved organic matter (CDOM).** Marine Pollution Bulletin 107 (2016) 518–527.

SOARES, F. S.; MELO, G. V.; BARROS, R. S.; BATISTA NETO, J. A. **Distribuição Sinótica de Material Particulado em Suspensão na Baía de Guanabara – RJ**, obtidas por imagem de satélite Landsat 8/OLI. Salvador: Anais do Congresso Brasileiro de Oceanografia – CBO2016, 2016.

SOARES-GOMES, A.; GAMA, B.A.P. da; BAPTISTA NETO, J.A.; FREIRE, D.G.; CORDEIRO, R.C.; MACHADO, W.; BERNARDES, M.C.; COUTINHO, R.; THOMPSON, F.L.; PEREIRA, R.C. **An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro.** Regional Studies in Marine Science 8 (2016) 319–330.

SOUZA, Ronald Buss de (org.). **Oceanografiapor Satélites.** 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, 382 p.

TRIMBLE. **Ecognition Developer** – Reference Book. Trimble Germany GmbH: München, Germany, 2013, p. 449.

USGS. **Earth Explorer.** Department of the Interior - U.S. Geological Survey – NASA. Site: <<http://earthexplorer.usgs.gov>>. Acesso em: 01/09/2015.

USGS. Landsat Missions: Using the USGS Landsat8 Product. U.S. Department of the Interior - U.S. Geological Survey – NASA. Site: <http://landsat.usgs.gov/Landsat8_Using_Product.php>. Acesso em: 20/10/2014.

USGS. **Landsat Missions:** Using the USGS Landsat8 Product. U.S. Department of the

USGS. Site: <<http://landsat.usgs.gov/landsat8.php>> Acesso em: 20/06/2016.

VALÉRIO, L. P. **Análises e Estimativas Bio-Ópticas de Dados da Estação Antares-Ubatuba, Litoral Norte de São Paulo.** Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto – INPE, 154p. , 2013.

VERMOTE, E. F.; TANRE, D.; DEUZE, J. L.; HERMAN, M. & MORCRETTE, J. J. **Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, ATMCOR4OLI: an overview.** IEEE Trans. Geosc. and Remote Sens. 35<3>: 675-686, 1997.

VERMOTE, E. F.; TANRE, D.; DEUZE, J. L.; HERMAN, M. & MORCRETTE, J. J. WANG Y.; XIA H.; FU, J; SHENG, G. **Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using Landsat/TM data.** Science of the Total Environment. v. 328, p. 195-206, 2004.

XU, H. **Modification of Normalized Difference Water Index (NDWI) to Enhance Open Water Features in Remotely Sensed Imagery.** International Journal of Remote Sensing. Vol. 27, No. 14, 20 July 2006, 3025–3033.

YU, W.; ZHOU, W.; QIANA, Y. & YAN, J. **A new approach for land cover classification and change analysis: Integrating backdating and an object-based method.** Remote Sensing of Environment 177 (2016) 37–47.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis.** Segunda edição. New Jersey, EUA: Ed Prentice Hall, 1984, p. 716.

ZHANG, M.; DONG, Q.; CUI, T.; XUE, C. & ZHANG, S. **Suspended sediment monitoring and assessment for Yellow River estuary from Landsat TM and ETM+ imagery.** Remote Sensing of Environment 146 (2014) 136–147.

ZHOU, W. & TROY, A. **An object-oriented approach for analysing and characterizing urban landscape at the parcel level.** International Journal of Remote Sensing. Vol. 29, No. 11, 10 June 2008, 3119–3135.