



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS
TROPICAIS**

JULIANA NASCIMENTO NERES

**MAPEAMENTO DOS TEORES DE CLOROFILA NO MANGUEZAL DA
BAÍA DO PONTAL, ILHÉUS, BAHIA, BRASIL**

**ILHÉUS - BAHIA
2018**

JULIANA NASCIMENTO NERES

**MAPEAMENTO DOS TEORES DE CLOROFILA NO MANGUEZAL DA
BAÍA DO PONTAL, ILHÉUS, BAHIA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais (PPGSAT) da Universidade Estadual de Santa Cruz, como preenchimento parcial dos requisitos para a obtenção do grau de Mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais

Orientador: Gil Marcelo Reuss Strenzel

Coorientador: Marcelo Schramm Mielke

**ILHÉUS - BAHIA
2018**

N444 Neres, Juliana Nascimento.
Mapeamento dos teores de clorofila no manguezal da Baía do Pontal, Ilhéus, Bahia, Brasil / Juliana Nascimento Neres. – Ilhéus : UESC, 2018.
86f. : il.
Orientador : Gil Marcelo Reuss Strenzel.
Co-orientador : Marcelo Shramm Mielke.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Inclui referências e apêndices.

1. Manguezais – Ilhéus (BA). 2. Ecossistemas de mangue. 3. Impacto ambiental – Baía do Pontal – Ilhéus (BA). 4. Clorofila. I. Strenzel, Gil Marcelo Reuss. II. Mielke, Marcelo Shramm III. Título.

CDD – 577.698

JULIANA NASCIMENTO NERES

**MAPEAMENTO DOS TEORES DE CLOROFILA NO MANGUEZAL DA
BAÍA DO PONTAL, ILHÉUS, BAHIA, BRASIL**

Ilhéus, 27 de março de 2018.

Prof. Dr. GIL MARCELO REUSS STRENZEL
UESC/DCAA
(Orientador)

Prof. Dr. MARCELO SCHRAMM MIELKE
UESC/DCB
(Coorientador)

Prof. Dr. FRANCISCO CARLOS ROCHA DE BARROS JUNIOR
UFBA/LEB
(Membro externo)

Prof^a. Dr^a. ÂNDREA CARLA DALMOLIN
UESC/DCB
(Membro interno)

Dedico a minha mãe e meu pai, que estiveram ao meu lado, incentivando com palavras de amor e determinação.

Josué 1:9. “Não to mandei eu? Esforça-te, e tem bom ânimo; não pases, nem te espantes: porque o Senhor teu Deus é contigo, por onde quer que andares.”

AGRADECIMENTOS

Eterno Pai de bondade e misericórdia, te agradeço por ter sido tão bom para mim, possibilitando realizar sonhos imagináveis. Obrigada por essa oportunidade e por essas pessoas maravilhosas que me ajudaram desde do início, que o SENHOR possa abençoá-las ainda mais. Eternamente grata a Ti SENHOR!

Mãe e Pai, obrigada por toda paciência, amor, cuidado e incentivo. Agradeço a vocês por todo esforço, por todo apoio e por toda palavra que vocês me deram.

Aos meus orientadores Gil Marcelo e Marcelo Mielke, meu eterno agradecimento. Obrigada por toda paciência que vocês tiveram comigo, pela oportunidade, pelos ensinamentos, por estarem sempre me fazendo aprender algo novo, me mostrando possibilidades e alternativas para poder seguir em frente. Agradeço por toda ajuda neste trabalho, por ter se doado, por toda saída de campo, por todas aulas, por todas reuniões, por toda mensagem lida e respondida. Que meu Eterno PAI Celestial derrame graças sobre a vida de vocês.

Agradeço as minhas amigas Rebeca Irlles, Natalice Ferreira, Caroline Araújo e Jeobergna de Jesus, que me ajudaram com palavras de afeto e no percurso do curso.

Aos meus colegas de turma Paola, Elaine, Déborah, Virgínia, Alice, Caio, Tércio e Deise, obrigada por esse tempo que compartilhamos e aprendemos juntos, pelas resenhas, pelas risadas e pela força que vocês me deram.

Agradeço a vocês galera da Geografia, se não fosse por vocês não teria dados para esta pesquisa. Dara, Matheus Lobo, Nathan, Fernando, Ykaro, Jorge, Murylo, Kayke, Nina, e Larissa. E ao Alberto, que ajudou nas expedições para coletar os dados. Amanda e Igor do PPGECB, obrigada, vocês ajudaram muito, foi muito essencial, desejo tudo de bom para vocês.

Quero agradecer a todos os professores que me ajudaram e colaboram nos seminários e na Qualificação: França, Daniel Pioto, Fábio Correia e Ândrea Carla. E ao PPGSAT da UESC.

Pavel, nem tenho como te agradecer, você me ajudou muito durante esse período nos momentos que eu “surtava”, “que a força esteja contigo”.

A Universidade Estadual de Santa Cruz, obrigada por toda infraestrutura e pelos laboratórios para realizar a pesquisa.

CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), obrigada pela bolsa, por toda ajuda.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14
CAPÍTULO 1	19
RELAÇÕES ENTRE MEDIDORES PORTÁTEIS DO TEOR DE CLOROFILA EM <i>Rhizophora mangle</i> L.	19
1. INTRODUÇÃO	21
2. METODOLOGIA	23
2.1 Área de Estudo	23
2.2 Coleta do material vegetal	24
2.3 Medidores portáteis e estimativa do índice de clorofila	25
2.4 Análises Estatísticas	25
3. RESULTADOS.....	26
4. DISCUSSÃO	28
5. CONCLUSÕES	30
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
CAPÍTULO 2.....	35
MAPEAMENTO DOS TEORES DE CLOROFILA NO MANGUEZAL DA BAÍA DO PONTAL, ILHÉUS, BAHIA, BRASIL.....	35
1. INTRODUÇÃO	37
2. MATERIAL E MÉTODOS	39
2.1 Área de Estudo	39
2.2 Desenho amostral.....	40
2.4 Amostragem.....	41
2.5 Caracterização da área de estudo.....	42
2.6 Coleta de material vegetal e estimativa do teor de clorofila a nível de folha	42
2.7 Área Foliar (AF), Massa Foliar Seca (MFS) e Massa Foliar Específica (MFE).....	43
2.8 Processamento da imagem WorldView-3 para estimativa do teor de clorofila no dossel do mangue	43
2.9 Correção Atmosférica	45
2.10 Cálculos dos índices espectrais para o mapeamento do teor clorofila	45
2.11 Análise Estatística	47
3. RESULTADOS.....	48
3.1 Análise do teor de clorofila e de características foliares	50
3.2 Análise da relação entre os índices de vegetação calculados a partir da imagem WorldView-3 e os teores de clorofila	53

4. DISCUSSÃO	57
5. CONCLUSÕES	62
6. REFERÊNCIAS	63
APÊNDICES.....	75

RESUMO

Entender os fatores que influenciam a degradação do ecossistema manguezal, têm sido o foco nos últimos anos de muitos pesquisadores. O impacto antropogênico tem ocasionado as maiores perdas no manguezal, afetando seus serviços ecossistêmicos. Os serviços ecossistêmicos fornecidos tem valor ambiental e socioeconômico, uma vez que beneficiam distintos organismos de forma direta e indireta, e estão conectados às relações ecológicas dos organismos no ambiente. Entre os serviços ecossistêmicos mais importantes estão o sequestro e armazenamento do dióxido de carbono atmosférico, utilizado na atividade fotossintética desencadeada pelos pigmentos de clorofila. As moléculas de clorofilas estão relacionadas com estágio de desenvolvimento da planta, podendo ser uma das indicadores do estresse ambiental, cuja planta está submetida, auxiliando na avaliação do estado de saúde do ecossistema. A utilização de medidores portáteis de clorofila tem possibilitado calibrar imagens satélites para realizar o mapeamento dos teores de clorofila do ecossistema, permitindo uma análise da saúde do manguezal. Para isso, a utilização de modelos matemáticos são essenciais para estimar o teor de clorofila real, já que, os medidores de clorofila são adimensionais e possuem comprimentos de onda diferentes. Nesse sentido, a pesquisa teve como objetivo realizar o mapeamento do teor de clorofila no manguezal da Baía do Pontal em Ilhéus, sendo dividida em dois capítulos. O capítulo 1, estabelecer um modelo matemático para espécie *Rhizophora mangle* do ecossistema manguezal, a fim de realizar a conversão dos índices estimados FCI para SPAD_i, obtidos por medidores portáteis Clorofilog CFL1030 (Falker, Brasil) e SPAD-502 (Minolta, Japão). Capítulo 2 realizar o mapeamento do teor de clorofila a partir de imagens de WorldView-3 e medidores portáteis de clorofila no manguezal da Baía do Pontal, com a finalidade de avaliar a condição de saúde do manguezal estudado.

Palavras-chave: Manguezal. Clorofila. Calibração. Condição ambiental. Ações antropogênicas.

ABSTRACT

Understanding the factors that influence the degradation of the mangrove ecosystem, have been the focus in the last years of many researchers. The anthropogenic impact has caused the greatest losses in the mangrove, affecting its ecosystem services. The ecosystem services provided have environmental and socioeconomic value, since they benefit distinct organisms directly and indirectly, and are connected to the ecological relations of organisms in the environment. Among the most important ecosystem services are the sequestration and storage of atmospheric carbon dioxide, used in the photosynthetic activity triggered by chlorophyll pigments. The chlorophyll molecules are related to the stage of development of the plant, and can be one of the indicators of environmental stress, whose plant is submitted, helping to evaluate the state of health of the ecosystem. The use of portable chlorophyll meters has allowed to calibrate satellite images to map the chlorophyll content of the ecosystem, allowing an analysis of mangrove health. For this, the use of mathematical models are essential to estimate the actual chlorophyll content, since, the chlorophyll meters are dimensionless and have different wavelengths. In this sense, the research had the objective of mapping the chlorophyll content in the mangrove of Pontal Bay in Ilhéus, being divided into two chapters. Chapter 1, establish a mathematical model for the *Rhizophora mangle* species of the mangrove ecosystem, in order to convert the estimated FCI to SPADi indexes obtained by portable meters Clorofilog CFL1030 (Falker, Brazil) and SPAD-502 (Minolta, Japan). Chapter 2 mapping the chlorophyll content from WorldView-3 images and portable chlorophyll meters in the mangrove of Pontal Bay, in order to evaluate the health status of the mangrove studied.

Keywords: Mangrove. Chlorophyll. Calibration. Environmental condition. Anthropogenic actions.

INTRODUÇÃO GERAL

Os manguezais são zonas húmidas formadas por um sistema florestal associado a ambientes estuarinos. Tratam-se de ecossistemas costeiros de transição entre o ambiente terrestre e marinho, típicos de áreas tropicais e subtropicais (BALL, 1988; DUKE, 1992; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1986). Desenvolvem-se em estuários onde o substrato é alagado e pobre em oxigênio (LÜTTGE, 2007; MCKEE, 1993; SPALDING et al., 2010). Esse ecossistema predomina em lugares com ampla variação ambiental, com dinâmica de maré e alta salinidade, tendo a distribuição limitada à zona intertropical (ALONGI, 2015; CAVANAUGH et al., 2014; DUKE, 1992; OSLAND et al., 2017). Os manguezais podem ser classificados em mangue de bacia, de franja e ribeirinho. Os mangues de bacia são condicionados a áreas onde tem pouca depressão no assoalho e inferência da dinâmica de maré, com águas residuais. Os mangues de franja são típicos de borda da costa marítima, onde recebem muita influência das águas salinas da amplitude da maré. Enquanto que, os mangues ribeirinhos são ricos em nutrientes, ocorrem ao longo dos rios e têm influência do mar, apresentando uma baixa salinidade (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000; SILVA et al., 2017; SNEDAKER, 1989).

A riqueza florística dos manguezais é baixa, quando comparados com as florestas tropicais pluviais (BALL, 1996), possuindo 18 famílias, 32 gêneros e aproximadamente 69 a 80 espécies e no mundo (SPALDING et al., 2010; VAN LAVIEREN et al., 2012) A maior parte das espécies estão compreendidas em duas famílias específicas: Rhizophoraceae e Acanthaceae (antiga Avicenniaceae) (DAHDOUH-GUEBAS, 2011; HOGARTH, 2015; SPALDING et al., 2010). As características morfológicas e fisiológicas das espécies arbóreas desse ecossistema costeiro possibilitaram a sua estruturação (HOGARTH, 2015; KATHIRESAN et al., 2001). Como raízes escoras, que permitem se estabilizar em sedimento inconsolidado, controle da regulação osmótica e das trocas gasosas e presença de glândulas secretoras de sal (DUKE, 1992; KATHIRESAN et al., 2001; LÜTTGE, 2007; MCKEE, 1993). Tais aptidões refletem no desempenho das suas funções fisiológicas, garantindo aos manguezais uma alta produtividade biológica (KATHIRESAN et al., 2001; SANDILYAN et al., 2012; PESTANA et al., 2017).

Entre as florestas tropicais mais ricas em carbono estão os manguezais, incluindo biomassa viva e morta (AHMED et al., 2016; DONATO et al., 2011). Alguns autores denominam o carbono sequestrado e armazenado pelos manguezais como “carbono azul”, por ser realizado por um ecossistema costeiro (AHMED et al., 2016; HOWARD et al., 2014; LOCATELLI et al., 2014). O dióxido de carbono (CO₂) é utilizado no processo fotossintético

para manutenção das atividades fisiológicas das plantas. Esse serviço realizado com o auxílio dos pigmentos clorofilados permite desencadear as atividades fotossintéticas. Os pigmentos estão ligados aos estágios de desenvolvimento da planta, podendo ser relacionado ao estresse ambiental (LICHTENTHALER, 1998; PORCAR-CASTELL et al., 2014).

Dos diversos serviços ecossistêmicos que os manguezais fornecem, como por exemplo: proteção da costa contra a ações de ondas, ciclagem de nutrientes, filtração de matéria orgânica, de poluentes e contaminantes carregados pela drenagem, manutenção da qualidade da água, sequestro e estoque do CO₂ atmosférico, produção de proteína (recursos pesqueiros), fornecem proteção e alimentação a indivíduos juvenis e larvas de diversas espécies marinhas, bem como facilitam a reprodução de organismos residentes ou visitantes e funcionam como berçário (ALONGI, 2008; EWEL et al., 1998; SANDILYAN et al., 2012; VO et al., 2012).

Além disso, os manguezais exibem um papel muito importante frente às mudanças climáticas globais, atuando na regulação do CO₂ atmosférico uma vez que o incremento do CO₂ na atmosfera por intermédio de fontes antropogênicas tem contribuído para o aumento do efeito estufa, acelerando as mudanças climáticas (ALONGI, 2015; BARBIER et al., 2011; VAN DER WERF et al., 2009). Estas, por sua vez, vêm provocando o aquecimento da temperatura média da atmosfera e incremento da frequência de eventos climáticos extremos, além do avanço do nível do mar, a extinção de espécies e, conseqüentemente, a perda de biodiversidade (ROCKSTRÖM et al., 2009; THOMAS et al., 2017).

Com a degradação dos manguezais, a perda de suas funções e de extensas áreas tem ocasionado seu declínio em todo mundo (DONATO et al., 2011; LOCATELLI et al., 2014; VAN DER WERF et al., 2009). Algumas pesquisas apontam que os manguezais brasileiros estão bastante impactados por ações antrópicas, visto de desmatamento, agricultura, aquicultura e poluição (FONSECA et al., 2003, MARTINS et al., 2011, 2009; MAGRIS et al., 2010; SILVA et al., 2017). O Brasil ocupa a terceira posição do mundo com mais cobertura florestal de manguezal, tendo 1.114.398.60 hectares, cerca de 7,0% (MAGRIS et al., 2010; GIRI et al., 2011). Apesar de pesquisas indicarem que grande parte dos manguezais brasileiros sem encontram em áreas protegidas (79%), em Área de Proteção Ambiental (APA) ou Unidades de Conservação (MAGRIS et al., 2010), muitos não estão incluídos mesmo sendo amparados pelo Código Florestal como Área de Preservação Permanente (Lei 12.651/2012). No município de Ilhéus os manguezais são degradados vistos por desmatamento, contaminação das águas pluviais por efluentes domésticos e resíduos sólidos, além de ocupações irregulares e especulação imobiliária (ALMEIDA et al., 2006; BATISTA DA SILVA, 2015; FIDELMAN, 2001; MARIANO et al., 2006; MARTINS et al., 2011, 2009; SILVA et al., 2017). Esse quadro

aponta para a precisão dos manguezais ilheenses necessitarem de proteção em conjunto à técnicas de gestão, para tentar a reparação dos danos causados por atividades antropogênicas.

O monitoramento dos manguezais permite averiguar a condição ambiental e verificar fontes antrópicas que podem causar impactos no ambiente.

A partir de técnicas de sensoriamento remoto e medidas *in situ* na folha é possível obter mapas de variáveis capazes de servir como indicadores da saúde do ecossistema. Pesquisas têm demonstrado a eficácia dessas ferramentas para obtenção de mapas a partir de imagens de satélites, relacionando os componentes biofísicos e bioquímicos do dossel da vegetação (FLORES-DE-SANTIAGO et al., 2013, 2016; HEENKENDA et al., 2015; PASTOR-GUZMAN et al., 2015; TEOH et al., 2012). Para isso, são utilizadas combinações de índices espectrais nas imagens satélites que apresentam relação com a fração da radiação eletromagnética refletida pela vegetação (GLENN et al., 2008). Este processo é uma via que propicia na avaliação dos serviços ambientais do ecossistema, ao longo do espaço e do tempo.

A literatura menciona diferentes índices da vegetação (NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index*, PRI - *Photochemical Reflectance Index*, EVI - *Enhanced Vegetation Index*) (GARBUSKY et al., 2011; GLENN et al., 2008; NICHOL et al., 2006; PETTORELLI et al., 2005). Que podem ser usados como indicadores da condição fisiológica das plantas em reflexo as condições do ambiente (FLORES-DE-SANTIAGO et al., 2013; HEENKENDA et al., 2015). Tais indicadores permitem averiguar os níveis de degradação, as áreas impactadas e a perda de cobertura vegetal, auxiliando na tomada de decisões relacionadas à conservação e à proteção do ambiente (AHMED et al., 2016 HEENKENDA et al., 2015; MAGRIS et al., 2010; PASTOR-GUZMAN et al., 2015).

Pastor-Guzman et al. (2015), apresentaram um modelo espacial quantitativo analisando o manguezal da Península de Yucatán, no México, com técnicas de sensoriamento remoto e aferidas por medidor portátil de clorofila. Esse modelo permitiu verificar o estado de degradação do ambiente, analisando a capacidade fotossintética das plantas por meio de imagens multi-temporais. Os pesquisadores realizaram análises independentes em duas escalas distintas: nível de folha e paisagem. Com isso foi verificada potencialidade do uso de imagens de satélite em conjunto com medidores portáteis de clorofila, bem como a seleção dos melhores índices de vegetação para averiguar o estado funcional do ambiente. Pesquisas desse tipo também foram realizadas por outros pesquisadores como Heenkenda et al. (2014), que identificaram espécies arbóreas de mangue por meio de imagens satélites, aliadas às imagens obtidas por um veículo autônomo não tripulado (VANT). Isso permitiu que eles quantificassem

o conteúdo de clorofila do mangue do córrego *Rapid Creek*, na Austrália, empregando índices de vegetação (HEENKENDA et al., 2015).

Nesse contexto, o objetivo da presente pesquisa foi realizar o mapeamento do teor de clorofila do manguezal da Baía do Pontal em Ilhéus, Bahia, Brasil. A mesma foi desenvolvida em duas etapas, apresentada em dois capítulos. No primeiro capítulo, analisou a possibilidade de estabelecer um modelo matemático para espécie *Rhizophora mangle* do ecossistema manguezal, a fim de realizar a conversão dos índices estimados FCI para SPAD_i, obtidos por medidores portáteis Clorofilog CFL1030 (Falker, Brasil) e SPAD-502 (Minolta, Japão). O segundo capítulo, realizar o mapeamento do teor de clorofila a partir de imagens de WorldView-3 e medidores portáteis de clorofila no manguezal da Baía do Pontal, com a finalidade de avaliar a condição de saúde do manguezal estudado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMED, N.; GLASER, M. Coastal aquaculture, mangrove deforestation and blue carbon emissions: Is REDD+ a solution? **Marine Policy**, v. 66, p. 58-66, 2016.

ALMEIDA, A. O. de et al. Crustáceos decápodos estuarinos de Ilhéus, Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-24, 2006. Disponível: <<http://www.scielo.br/pdf/bn/v6n2/v6n2a23.pdf>>. Acesso em 05 nov. 2015.

ALONGI, D. M. The impact of climate change on mangrove forests. **Current Climate Change Reports**, v. 1, n. 1, p. 30-39, 2015. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s40641-015-0002-x>>. Acesso 20 nov. 2017.

BALL, M. C. Ecophysiology of mangroves. **Trees**, v. 2, n. 3, p. 129-142, 1988.

BALL, M. C. Comparative ecophysiology of mangrove forest and tropical lowland moist rainforest. In: **Tropical forest plant ecophysiology**. Springer US, 1996. p. 461-496.

BARBIER, E. B. et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological monographs**, v. 81, n. 2, p. 169-193, 2011. Disponível: <http://leopoldleadership.stanford.edu/sites/default/files/The_Value_of_Estuarine_and_Coastal_Ecosystem_Services_Barbier_et_al%202011.pdf>. Acesso em 20 nov. 2018.

BATISTA DA SILVA, E. Caracterização do ambiente no município de Ilhéus (ba): O caso da baía do pontal. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 35, n. 1, 2015. Disponível: <<http://www.redalyc.org/html/3371/337138459010/>>. Acesso em 20 nov. 2018.

CAVANAUGH, K. C. et al. Poleward expansion of mangroves is a threshold response to decreased frequency of extreme cold events. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 2, p. 723-727, 2014. Disponível: <<http://www.pnas.org/content/111/2/723.short>>. Acesso 22 nov. 2017.

DAHDOUH-GUEBAS, F. World Atlas of Mangroves: Mark Spalding, Mami Kainuma and Lorna Collins (eds). **Human Ecology**, v. 39, n. 1, p. 107-109, 2011.

DA SILVA, M. A. B.; BERNINI, E.; DO CARMO, T. M. S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta bot. bras**, v. 19, n. 3, p. 465-471, 2005.

Disponível: <https://www.researchgate.net/profile/Elaine_Bernini/publication/255621777_Caracteristicas_estruturais_de_bosques_de_mangue_do_estuario_do_rio_Sao_Mateus_ES_Brasil/links/542e9afd0cf29bbc126f2d24/Caracteristicas-estruturais-de-bosques-de-mangue-do-estuario-do-rio-Sao-Mateus-ES-Brasil.pdf>. Acesso 24 fev. 2018.

DUKE, N. C. Mangrove floristics and biogeography. **Tropical mangrove ecosystems**, p. 63-100, 1992.

EWEL, K.; TWILLEY, R.; ONG, J. I. N. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. **Global Ecology & Biogeography Letters**, v. 7, n. 1, p. 83-94, 1998.

FIDELMAN, P. I. J. Manguezais do rio Santana, Ilhéus, Bahia: caracterização do sistema. **Revista de estudos ambientais**, Blumenau, v.3, n.1, 86-94, jan/abr 2001. Disponível: <<http://pedrofidelman.com/pdf/Fidelman.2001.REA.pdf>>. Acesso 13 fev. 2018.

FLORES-DE-SANTIAGO, F. et al. Examining the influence of seasonality, condition, and species composition on mangrove leaf pigment contents and laboratory based spectroscopy data. **Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 226, 2016. Disponível: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/8/3/226/htm>>. Acesso em 12 fev. 2018.

FONSECA, S. de M. et al. Reflorestamento de manguezais e o valor de resgate para o seqüestro de carbono atmosférico. **História, Ciências, Saúde — Manguinhos**, Rio de Janeiro, vol. 10(3):1071-81, set-dez. 2003. Disponível: <<http://www.scielo.br/pdf/hcsm/v10n3/19313.pdf>>. Acesso em 03 nov. 2015.

GARBULSKY, M. F. et al. The photochemical reflectance index (PRI) and the remote sensing of leaf, canopy and ecosystem radiation use efficiencies: A review and meta-analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 2, p. 281-297, 2011. Disponível: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425710002634>>. Acesso em 14 fev. 2018.

GIRI, C. et al. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 154-159, 2011.

GLENN, E. P. et al. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: what vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. **Sensors**, v. 8, n. 4, p. 2136-2160, 2008. Disponível: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3673410/>>. Acesso em 10 jan. 2018.

HEENKENDA, M. K. et al. Mangrove species identification: Comparing WorldView-2 with aerial photographs. **Remote Sensing**, v. 6, n. 7, p. 6064-6088, 2014. Disponível: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/6/7/6064/htm>>. Acesso em 07 out. 2017.

HEENKENDA, M. K. et al. Quantifying mangrove chlorophyll from high spatial resolution imagery. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 108, p. 234-244, 2015. Disponível: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092427161500194X>>. Acesso em 07 out. 2017.

HOGARTH, P. J. **The biology of mangroves and seagrasses**. Oxford University Press, 2015.

HOWARD, J., et al. Coastal Blue Carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. **Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature**. Arlington, Virginia, USA, 2014.

KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B. L. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. **Advances in marine biology**, v. 40, p. 81-251, 2001.

LICHTENTHALER, H. K. The stress concept in plants: an introduction. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 851, n. 1, p. 187-198, 1998.

LOCATELLI, T. et al. Turning the tide: how blue carbon and payments for ecosystem services (PES) might help save mangrove forests. **Ambio**, v. 43, n. 8, p. 981-995, 2014. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-014-0530-y>>. Acesso 19 nov. 2017.

LÜTTGE, U. **Physiological ecology of tropical plants**. Springer Science & Business Media, 2007.

MAGRIS, R. A.; BARRETO, R. Mapping and assessment of protection of mangrove habitats in Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 4, p. 546-56, 2010. Disponível: <[http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5\(4\)_546-556.pdf](http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5(4)_546-556.pdf)>. 17 dez. 2017.

MARIANO, C. S. F. et al. As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 5, p. 602-615, 2006.

MARTINS, P. T. A.; COUTO, E.C. G.; DELABIE, J. H. C et al. Fitossociologia e estrutura vegetal do Manguezal do rio Cururupe (Ilhéus, Bahia, Brasil). **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 11, n. 2, p. 163-169, 2011. Disponível: <http://www.academia.edu/download/31050358/martins_et2011.pdf>. Acesso em 05 dez. 2017.

MARTINS, P. T. A.; WANDERLEY, L L. Dinâmica de ocupação espacial de áreas contíguas (período 1987-2008) e sua relação com tensores de origem antrópica no manguezal do Rio Cachoeira, Ilhéus, Bahia. **Sociedade & Natureza**, p. 77-89, 2009. Disponível: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1982-45132009000200006>. Acesso em 13 fev. 2018.

MCKEE, K. L. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution--reciprocal effects?. **Journal of ecology**, p. 477-487, 1993.

NICHOL, C. J. et al. Assessing photosynthetic efficiency in an experimental mangrove canopy using remote sensing and chlorophyll fluorescence. **Trees**, v. 20, n. 1, p. 9, 2006. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-005-0005-7>>. Acesso em 14 fev. 2018.

OSLAND, M. J. et al. Climatic controls on the global distribution, abundance, and species richness of mangrove forests. **Ecological Monographs**, v. 87, n. 2, p. 341-359, 2017.

PASTOR-GUZMAN, J. et al. Spatiotemporal Variation in Mangrove Chlorophyll Concentration Using Landsat 8. **Remote Sensing**, v. 7, n. 11, p. 14530-14558, 2015. Disponível: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/7/11/14530/htm>>. Acesso em 03 set. 2017.

PETTORELLI, N. et al. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. **Trends in ecology & evolution**, v. 20, n. 9, p. 503-510, 2005.

ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. **nature**, v. 461, n. 7263, p. 472, 2009. Disponível: <http://www.academia.edu/download/36531028/7_ROCKSTROM_A_safe_operating_space_for_humanity1.pdf>. Acesso 15 nov. 2017.

SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Mangrove conservation: a global perspective. **Biodiversity and conservation**, v. 21, n. 14, p. 3523-3542, 2012.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. **Guia para estudo de áreas de manguezal. Estrutura, função e flora**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, p. 150. 1986.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, n. 4, p. 561-570, 2000.

SILVA, P.F.; BAITZ, E. O. F. Análise de riscos e/ou acidentes na área urbana de Ilhéus-Bahia. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, v. 1, n. 2017, p. 3722-3734, 2017. Disponível: <<http://ocs.ige.unicamp.br/ojs/sbgfa/article/view/1879/1909>>. Acesso 13 fev. 2018.

SNEDAKER, S. C. Overview of ecology of mangroves and information needs for Florida Bay. **Bulletin of Marine Science**, v. 44, n. 1, p. 341-347, 1989. Disponível: <<http://www.ingentaconnect.com/content/umrmsas/bullmar/1989/00000044/00000001/art00026>>. Acesso 24 fev. 2018.

SPALDING, M; KAINUMA, M; COLLINS; L. (Online). **World Atlas of Mangroves**. A collaborative project of ITTO, ISME, FAO, UNEP-WCMC, UNESCO-MAB, UNU-INWEH and TNC. London (UK): Earthscan, London, 2010.

TEOH, C. C. et al. Prediction of SPAD chlorophyll meter readings using remote sensing technique. **J. Trop. Agric. Food Sci**, v. 40, n. 1, p. 127-136, 2012.

THOMAS, N. et al. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. **PloS one**, v. 12, n. 6, p. e0179302, 2017. Disponível:

<<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0179302>>. Acesso em 17 set. 2017.

VAN DER WERF, G. R. et al. CO₂ emissions from forest loss. **Nature geoscience**, v. 2, n. 11, p. 737, 2009. Disponível:

<<https://cloudfront.escholarship.org/dist/prd/content/qt52n993mq/qt52n993mq.pdf>>. Acesso 19 nov. 2017.

VAN LAVIEREN, H. et al. Securing the Future of Mangroves, A Policy Brief. **United Nations University, Institute for Water, Environmental and Health, Hamilton, Canadá**, p. 54, 2012.

ZHANG, C. et al. Separating Mangrove Species and Conditions Using Laboratory Hyperspectral Data: A Case Study of a Degraded Mangrove Forest of the Mexican Pacific. **Remote Sensing**, v. 6, n. 12, p. 11673-11688, 2014.

CAPÍTULO 1

RELAÇÕES ENTRE MEDIDORES PORTÁTEIS DO TEOR DE CLOROFILA EM *Rhizophora mangle* L.

RESUMO

A literatura apresenta modelos matemáticos para estimativas não-destrutivas de pigmentos foliares, utilizando medidores portáteis de clorofila. Entretanto, existem poucos modelos matemáticos para espécies arbóreas neotropicais de manguezal e para marcas específicas de medidores portáteis de clorofila. Esta pesquisa analisou a possibilidade de estabelecer um modelo matemático para espécie *Rhizophora mangle* do ecossistema manguezal, a fim de realizar a conversão dos índices estimados FCI para SPAD_i, obtidos por medidores portáteis Clorofilog CFL1030 (Falker, Brasil) e SPAD-502 (Minolta, Japão). A relação dos dois medidores foi analisada a partir do teste t-Student e de regressão linear simples. Foi verificado que os índices FCI são diferentes do SPAD_i, apresentando p-valor igual a 7.507×10^{-15} . A partir do teste de regressão foi verificado que os medidores portáteis possuem uma relação significativa, com p-valor $< 2.2 \times 10^{-16}$ e um coeficiente de determinação com 84%. Foram obtidos os valores do intercepto e da inclinação da reta para o estabelecimento do modelo matemático, para realizar a conversão dos índices estimados de forma segura, com modelo $y = 0.9092x + 10.0595$. O modelo matemático desenvolvido para estimativas não-destrutivas de pigmentos foliares otimizará tempo e reduzirá custos, favorecendo o desenvolvimento de pesquisas com espécies do ecossistema manguezal.

Palavras-chave: Pigmentos fotossintéticos. Clorofilog. SPAD-502. Modelos matemáticos.

**RELATIONSHIPS BETWEEN PORTABLE METERS OF THE CLOROFILA
CONTENT IN *Rhizophora mangle* L.**

ABSTRACT

The literature presents mathematical models for non-destructive estimates of foliar pigments using portable chlorophyll meters. However, there are few mathematical models for neotropical mangrove tree species and for specific brands of portable chlorophyll meters. This research analyzed the possibility of establishing a mathematical model for the *Rhizophora mangle* species of the mangrove ecosystem in order to convert the estimated FCI to SPAD_i indexes obtained by portable meters Clorofilog CFL1030 (Falker, Brazil) and SPAD-502 (Minolta, Japan). The relationship between the two meters was analyzed using the Student's t-test and simple linear regression. It was verified that the FCI indexes are different from the SPAD_i, presenting p-value equal to 7.507×10^{-15} . From the regression test it was verified that the portable meters have a significant relationship, with p-value $< 2.2 \times 10^{-16}$ and a coefficient of determination with 84%. The values of the intercept and slope of the line were obtained for the establishment of the mathematical model, in order to perform the conversion of the estimated indexes with a model $y = 0.9092x + 10.0595$. The mathematical model developed for non-destructive estimates of foliar pigments will optimize time and reduce costs, favoring the development of research with species of the mangrove ecosystem.

Keywords: Photosynthetic pigments. Chlorophyll. SPAD-502. Mathematical models.

1. INTRODUÇÃO

Nos manguezais brasileiros, os gêneros mais comuns são *Rhizophora* spp. da família Rhizophoriaceae, *Laguncularia* spp. da família Combretaceae e *Avicennia* spp. da família Acanthaceae (ARRIVABENE et al., 2014; DAHDOUH-GUEBAS, 2011; LÜTTGE, 2007; MARIANO et al., 2006; SERENESKI-DE LIMA et al., 2013). Entre as espécies desse ecossistema destaca-se *R. mangle* L. que possui raízes escoras, sistema radicular que elimina boa parte do sal ao incorporar água, reconhecida como halófito facultativa (DUKE et al., 2006; LÜTTGE, 2007; PEEL et al., 2017; REBELO-MOCHEL et al., 2007). Já *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn e *Avicennia* spp. possuem glândulas de secretoras de sal, sendo tolerantes a ambientes com elevada concentração salina, consideradas halófitas (LÜTTGE, 2007; HOGARTH, 2015).

As características morfológicas e fisiológicas das espécies que compõem o manguezal, permitiram o seu estabelecimento nesse ambiente hostil e a sua eficiência nos processos fisiológicos, fornecendo bens e serviços ecossistêmicos (ALONGI, 2015; HOGARTH, 2015; KATHIRESA; BINGHAM, 2001). Entre esses serviços ecossistêmicos está a regulação dos ciclos biogeoquímicos, controle biológico e retenção do solo contra erosão, além do sequestro e a estocagem do gás carbônico (CO₂), utilizado no processo fotossintético (DONATO et al 2011; DUARTE et al., 2013; HOGARTH, 2015; LOVELOCK et al., 2015; VO et al., 2012).

As clorofilas estão diretamente ligadas ao processo fotossintético, avaliações dos teores desses pigmentos podem ser utilizadas como indicadoras da condição fisiológica das plantas (DELEGIDO et al., 2012; RICHARDSON et al., 2002; SILVA et al., 2016). Os teores de clorofila podem ser quantificados a partir de métodos destrutivos e não-destrutivos, em escala de folha e a nível de ecossistema (HEENKENDA et al., 2015; PARRY et al., 2014; PASTOR-GUZMAN et al., 2015; SILVA et al., 2016). Para a quantificação por meio do método não-destrutivo, são utilizados medidores portáteis de clorofila, que estimam *in situ* os teores de clorofila na folha através da absorvância da radiação incidente pelas moléculas de clorofila (RICHARDSON et al., 2002; SCHLICHTING et al., 2015, SILVA et al., 2016). Já a nível de ecossistema, a clorofila pode ser quantificada indiretamente por meio de técnicas de sensoriamento remoto (GLENN et al., 2008).

Informações sobre os teores de pigmentos fotossintéticos podem ser de forma rápida e não-invasiva, sem que haja a destruição do material vegetal, viabilizando e otimizando o tempo e a coleta dos dados em campo, através dos medidores portáteis de clorofila (CHANG; ROBISON, 2003; MARKWELL et al., 1995; SCHLICHTING et al., 2015). A interpretação

dos dados estimados pelos medidores portáteis permite prever, por exemplo, o nível de estresse ambiental ao qual as plantas podem estar submetidas (MIELKE et al., 2010).

Existem diferentes medidores portáteis de clorofila, atualmente os mais utilizados são: SPAD-502 (“Soil Plant Analysis Development”) (Minolta, Japão), CCM-200 (Opti-Sciences, EUA) e Clorofilog (Falker, Brasil). Esses aparelhos fornecem índices de clorofila total a partir de medições realizadas nos comprimentos de ondas 650 e 940nm (SPAD-502), e 660 e 940nm (CCM-200), nas faixas do vermelho e infravermelho (DELEGIDO et al., 2012; MINOLTA, 1989; OPTI-SCIENCES, 2002; PARRY et al., 2014 RICHARDSON et al., 2002). Contudo, o Clorofilog utiliza três comprimentos de onda (635, 660, 880nm), que fornecem estimativas dos índices dos teores de clorofilas a, b e total (a+b) (FALKER, 2008; RIGON et al., 2012; SCHLICHTING et al., 2015). Os receptores dos sinais elétricos analógicos calculam a absorvância da clorofila na folha na faixa do vermelho, e fazem a diferenciação da estrutura interna da folha na faixa do infravermelho, obtendo os índices de clorofila indiretamente (RICHARDSON et al., 2002; RIGON et al., 2012; WANG et al., 2004).

Os medidores portáteis de clorofila são aparelhos adimensionais (MARKWELL et al., 1995; RICHARDSON et al., 2002), necessitando de modelos matemáticos que expressam o valor real dos pigmentos nas folhas. A maioria dos modelos disponíveis na literatura foram desenvolvidos para espécies arbóreas e agrícolas (BARBIERI JUNIOR et al., 2012; BRITO et al., 2011; DE SOUZA et al., 2016; SILVA et al., 2016). Dentro das pesquisas realizadas com os medidores portáteis, há poucos relatos de modelos matemáticos desenvolvidos para espécies arbóreas de manguezais (BIBER, 2007; CONNELLY, 1997; FLORES-DE-SANTIAGO et al., 2013).

R. mangle é uma espécie distinta que ocorre em diversos países, principalmente no Brasil, sendo típica do manguezal ilheense, no entanto, modelos homográficos para obtenção do valor real de clorofila utilizando o Clorofilog não foi observado. Flores-de-Santiago et al. (2013) estabeleceram modelos matemáticos para as espécies *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. germinans*, utilizando o medidor portátil de clorofila CCM-200. Biber (2007) desenvolveu outro modelo matemático para *R. mangle* com o uso do medidor CCM-200 e Connelly (1997) utilizando SPAD-502. O SPAD-502 é uma das marcas mais difundidas entre os pesquisadores e o modelo da Connelly já foi testado em outras pesquisas, exemplo Pastor-Guzman et al. (2015). Então, propõe-se utilizar modelo desenvolvido pela Connelly, utilizando os índices obtidos pelo Clorofilog. Alguns pesquisadores advertem sobre utilizar os modelos matemáticos não desenvolvidos para o medidor de clorofila e a espécie específica, por mais que os medidores

desempenhem funções semelhantes, sendo necessário a calibração (RICHARDSON et al., 2002; PARRY et al., 2014).

Calibrações entre os medidores de clorofila SPAD-502 e CCM-200 já foram realizadas com objetivo de testar a eficiência dos dois equipamentos. Para realizar as calibrações foram relacionados os dados de extração de clorofila entre aparelhos e correlacionados os índices de clorofila entre os medidores. As correlações mostraram que os aparelhos podem ser calibrados de forma indireta para realizar a conversão dos índices de clorofila entre os mesmos (PARRY et al., 2014; RICHARDSON et al., 2002). Essas calibrações puderam ser repetidas em outros aparelhos, SPAD-502 e Clorofilog, que operam de forma semelhante, apesar dos sinais receptores elétricos se diferenciarem nos comprimentos de onda e no tipo de clorofila calculada. Schlichting et al. (2015) testaram a eficiência dos aparelhos SPAD-502 e Clorofilog em planta de trigo, associando os índices e determinações diretas de clorofila em concentrações de nitrogênio. Não obstante, Silva et al. (2016) realizaram a calibração entre os medidores portáteis SPAD-502 e Clorofilog para estimativa do teor clorofila. Os autores evidenciaram a interação entre os equipamentos, demonstrando uma forte correlação e um coeficiente de determinação alto ($R^2= 0,98$). Os resultados apresentaram a semelhança entre os medidores, onde os índices de Clorofilog podem ser convertidos para SPAD com segurança (SCHLICHTING et al., 2015; SILVA et al., 2016).

A presente pesquisa teve como objetivo verificar a possibilidade de gerar um modelo matemático para folhas de *R. mangle*, a fim de realizar a conversão dos índices obtidos pelos medidores portáteis de clorofila, Clorofilog para SPAD-502.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

A pesquisa foi realizada em área de manguezal, localizado no município de Ilhéus, região sul da Bahia, que abrange uma área litorânea com cerca de 1.712 Km². O manguezal estudado do tipo ribeirinho, situa-se ao longo do Rio do Engenho, o qual faz parte do maior complexo estuário da região, junto aos rios Cachoeira e Fundão. A área de estudo está inserida entre as coordenadas planas 492000/836200 da projeção UTM, fuso 24S (Figura 1) (ALMEIDA et al., 2006). Possui um clima tropical úmido (Af), sem estação seca definida segundo a classificação de Köppen.

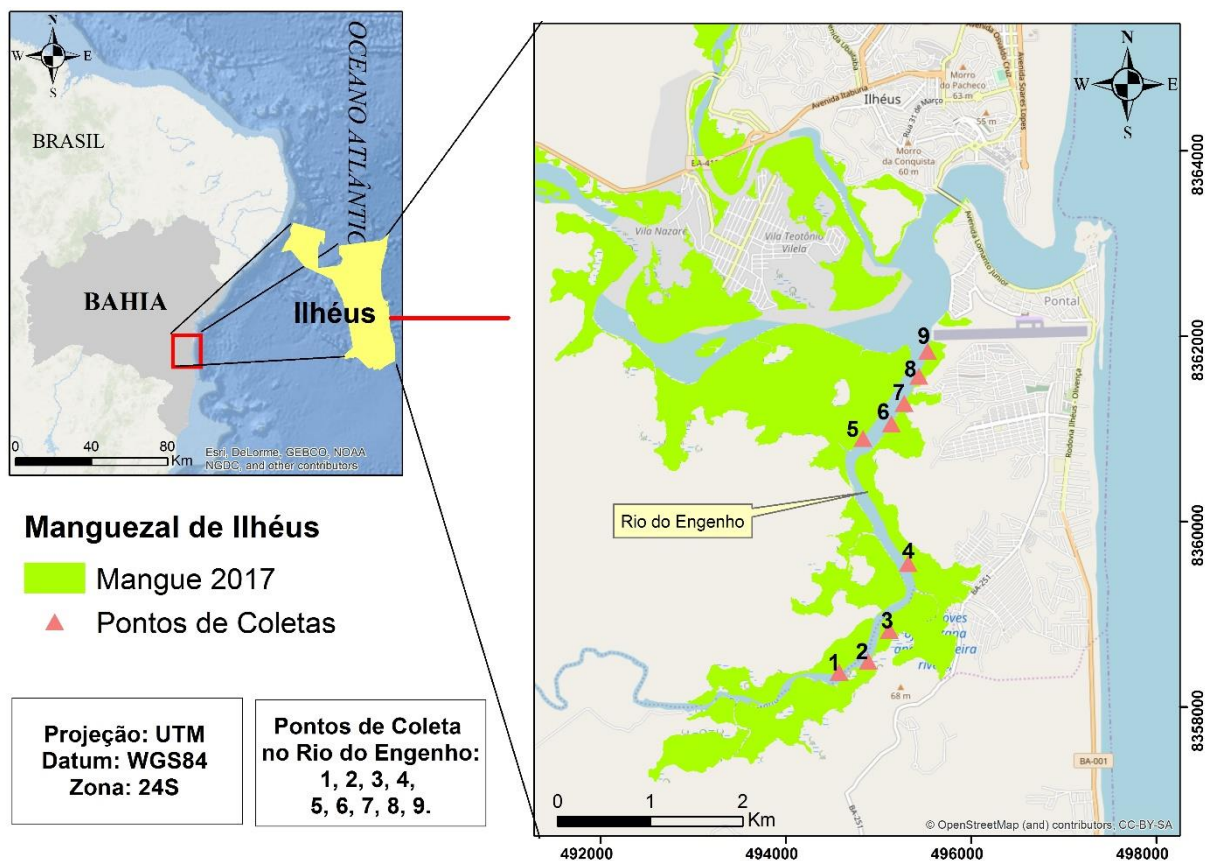


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo na Baía do Pontal, no município de Ilhéus, Bahia, com os pontos de coleta (n=9) do material vegetal de *Rhizophora mangle*, no Rio do Engenho.

Por toda extensão do rio, observa-se a presença de vegetação, áreas urbanas, depósito de efluentes domésticos, que causa um tensor antropogênico. Esse tensor afeta diretamente o equilíbrio e os serviços ecossistêmicos do manguezal (ALMEIDA et al., 2006; FIDELMAN, 2001; KATHIRESA; BINGHAM, 2001; MARTINS et al., 2011).

2.2 Coleta do material vegetal

A coleta do material vegetal foi realizada no mês de agosto de 2017, ao longo do rio do Engenho, onde foram amostrados nove pontos (Figura 1). Para acessar os pontos, foi utilizado uma lancha. Com o auxílio de um GPS os pontos foram registrados, fornecendo a localização do ponto do material vegetal coletado.

As folhas da espécie *R. mangle* foram coletadas com o auxílio de uma tesoura de poda, retirando apenas as folhas que estavam totalmente expostas ao sol (BARTZ et al., 2014). De forma aleatória, foram coletados entre quatro a cinco ramos dos indivíduos que se encontravam próximos da borda do manguezal, não sendo necessariamente do mesmo indivíduo. Esses ramos foram acondicionados em sacos plásticos, identificados e referenciados com a coordenada do ponto de coleta.

As folhas coletadas foram transportadas para o laboratório de Fisiologia Vegetal da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), em caixa térmica com gelo. Foram selecionadas em torno de 30 folhas por ponto, no entanto, foi observado nas amostras a presença de outra espécie que foi retirada após a triagem, totalizando 241 folhas de *R. mangle*. Para a garantia de que estavam sendo utilizadas folhas de *R. mangle*, utilizou-se a chave de classificação disponível no site:

http://lee.ifas.ufl.edu/Hort/Videos_Powerpoints_Podcasts/Mangrove_Identification.pdf.

Após a identificação, foram analisadas somente folhas completamente maduras e expandidas, de tonalidade verde amarelado ao um verde escuro, para realizar a calibração dos medidores de clorofila.

2.3 Medidores portáteis e estimativa do índice de clorofila

Foram utilizados os medidores portáteis SPAD-502 (Minolta Inc., Osaka, Japão) e Clorofilog (Falker, Porto Alegre, Brasil) para estimar os índices de clorofila e realizar a calibração entre os medidores. O medidor portátil SPAD-502 (“*Soil Plant Analysis Development*”) faz determinações de índices de clorofila em SPADi, enquanto que Clorofilog CFL1030 faz determinações em FCI (*Falker Chlorophyll Index* - Índice de Clorofila Falker).

Em cada uma das 241 folhas, realizou-se uma única medida com o SPAD e uma medida com o Clorofilog no mesmo local do limbo foliar. Para tomada das medidas foram utilizadas as regiões medianas das folhas, próximo à nervura central na parte adaxial, como posição padrão (RICHARDSON et al., 2002; SCHLICHTING et al., 2015; SILVA et al., 2016).

2.4 Análises Estatísticas

Nos conjuntos de dados dos medidores SPAD e Clorofilog foram calculados a média, o desvio-padrão e o coeficiente de variação. Posteriormente, foi aplicado o teste t por permutação com 999 repetições para verificar se a média dos índices estimados foram diferentes, assumindo α com significância $p < 0,05$. Para estabelecer o modelo preditivo, o conjunto de dados foi dividido em dois subconjuntos. O primeiro subconjunto de dados foi utilizado para realizar a calibração e o segundo para a validação do modelo (RICHARDSON et al., 2002). Aplicou-se um teste de regressão linear simples no primeiro subconjunto de dados para verificar se existe interação entre os medidores testados e estabelecer o modelo matemático. Utilizou-se como variável explanatória e independente o FCI; e como variável resposta e dependente o SPADi. O modelo da regressão linear se dá pela seguinte fórmula: $y = \beta_0 + \beta_1x$. Onde β_0 é o intercepto e β_1x é a inclinação da reta (TRIOLA, 2010). No segundo subconjunto de dados utilizado para

realizar a validação do modelo foi aplicado o teste de Coeficiente de Correlação de Pearson (r), a fim verificar a eficiência do modelo matemático estabelecido para conversão dos índices FCI e SPAD_i para espécie *R. mangle*, utilizando como nível de significância $p < 0,05$ (GOTELLI; ELISON, 2011). Os dados foram analisados utilizando o ambiente do software R e Past versão 3.1.

3. RESULTADOS

Foi verificado a presença de três outliers que foram retirados, totalizando 238 pontos analisados para cada medidor. Os valores do índice de clorofila SPAD_i variaram entre 34.40 e 71.40, já os valores FCI variaram entre 28.60 e 65.90. A partir dos resultados do desvio-padrão, média e coeficiente de variação (CV) dos índices estimados dos dois medidores (Tabela 1), observou-se uma fonte de dispersão nos dados, a partir dos desvios calculados e dos CV.

Tabela 1. Descrição das amostras estimadas dos dois medidores portáteis de clorofila SPAD (SPAD_i) e Clorofilog (FCI) nas folhas de *Rhizophora mangle*.

	SPAD _i	FCI
Média	55.049	49.416
Desvio-padrão	7.629	7.633
Coeficiente de Variação (CV)	13.86%	15.45%

O teste t por permutação foram utilizados para verificar se as médias dos índices estimados são diferentes. Os valores médios obtidos dos dois medidores apontam que o índice SPAD_i tende a ser maior comparado ao FCI (Tabela 1). O resultado do teste por permutação apresentou um p -valor igual a 0.001, evidenciando que dentro dos parâmetros calculados, assumindo α com o nível significância < 0.05 , a média dos índices estimados dos dois medidores são diferentes.

Para estabelecer o modelo preditivo, foi aplicado o teste de regressão linear simples, na primeira metade do subconjunto de dados. Esse teste possibilita compreender se existe interação entre as variáveis analisadas e obter um modelo matemático. A análise pode ser feita verificando a significância do teste através do p -valor e do coeficiente de determinação (R^2), que explica em porcentagem o quanto as variáveis estão relacionadas, sendo um bom preditor para o modelo. Além disso, é necessário analisar os pressupostos do teste, onde os resíduos têm que apresentar homogeneidade, não demonstrando correlação. A partir dos gráficos

(Apêndices) analisados, foi observada a falta de correlação dos resíduos do modelo estabelecido.

Os resultados obtidos com a associação dos índices dos dois medidores, mostraram que SPADi e FCI apresentam uma forte relação, evidenciando que existe uma interação entre os medidores, a partir do p-valor obtido e do coeficiente de determinação apresentado. O teste obteve o coeficiente de determinação igual a 84% e um p-valor $< 2.2 \times 10^{-16}$. A reta obtida (Figura 2) mostra uma relação linear, porém os valores dos índices estimados se apresentam mais concentrados no centro da reta, pois os dados não estão bem distribuídos em o torno da mesma, tendo pouca variabilidade entre os valores mínimos e máximos.

A partir desse modelo matemático (Figura 2), foi realizada a validação com a segunda metade do subconjunto de dados, onde os índices estimados FCI foram substituídos no local de x, desse modo, obtendo os índices preditos de SPADi (Figura 3).

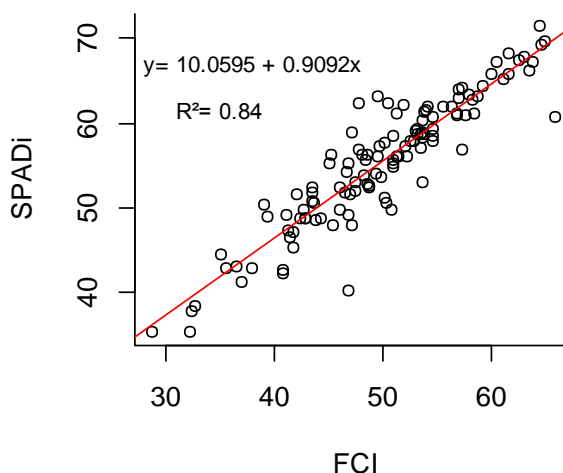


Figura 2. Relação entre os índices de clorofila FCI e SPADi da espécie *R. mangle*. Cada ponto representa uma folha, totalizando $n = 119$.

A Figura 3 apresenta a validação entre os índices estimados dos dois medidores portáteis de clorofila, após a conversão dos valores estimados de FCI para os preditos de SPADi. O teste de Coeficiente de Correlação de Pearson mostrou que os índices estão bem correlacionados, apresentando uma correlação forte e positiva com r igual a 92% e um p-valor $< 2.2 \times 10^{-16}$.

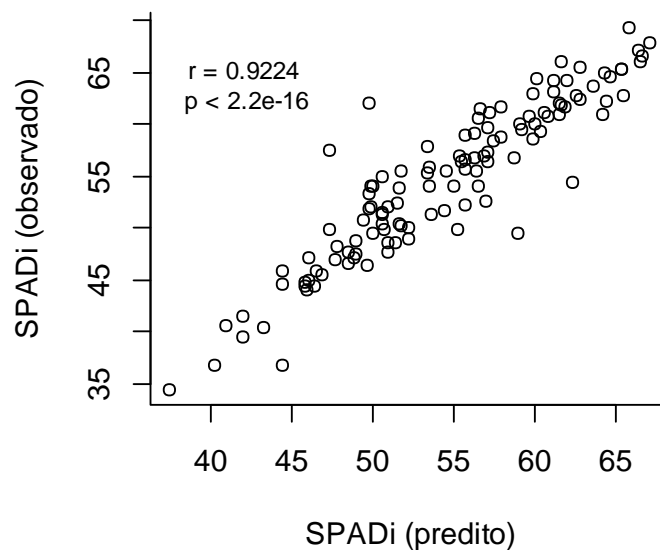


Figura 3. Gráfico de validação do modelo proposto pela pesquisa para *R. mangle* com a conversão dos valores FCI (Clorofilog) para SPADi (preditos). Cada ponto (n= 119) faz referência a uma folha.

4. DISCUSSÃO

Os comprimentos de ondas que cada aparelho utiliza para a obtenção dos índices de clorofilas variam (BRITO et al., 2011), sendo um fator essencial para obtenção de índices para diferentes espécies. Para *R. mangle*, observamos que os valores dos índices estimados dos dois aparelhos foram diferentes, onde SPAD tende a estimar valores maiores e Clorofilog menores. Esse comportamento pode estar associado com os comprimentos de onda relacionados com a absorvância das clorofilas. O medidor portátil SPAD estima valores totais de clorofila no comprimento de onda 650 (vermelho) e 940 nm (infravermelho), enquanto que Clorofilog estima nos comprimentos 635, 660 (vermelho) e 880 nm (infravermelho) (FALKER, 2008; DELEGIDO et al., 2012; MINOLTA, 1989; PARRY et al., 2014; RICHARDSON et al., 2002; RIGOR et al., 2012). Jifon et al. (2005) utilizando folhas de *Citrus* sp. e Cerovic et al. (2012) utilizando folhas de dicotiledôneas e monocotiledôneas observaram que os valores estimados de clorofila pelos medidores SPAD e CCM-200 são diferentes, mostrando que SPAD estima valores mais altos comparado ao CCM-200. Richardson et al. (2002) apresentaram em sua pesquisa uma diferença dos índices estimados através do erro quadrático médio, mostrando que o erro médio para SPAD-502 foi menor, quando comparado com CCM-200. Brito et al. (2011) e Silva et al., (2016) também apontam pequenas diferenças entre os índices estimados dos medidores SPAD e Clorofilog, ressaltando que podem ser ajustadas.

O ajuste dessas pequenas diferenças entre os medidores SPAD e Clorofilog pode ser realizado através da análise de regressão (RICHARDSON et al., 2002; SCHLICHTING et al.,

2015; SILVA et al 2016). Os resultados apresentados nesta pesquisa, a partir da regressão linear simples, mostraram que os medidores são relacionados ($R^2 \geq 84$), apresentando uma forte interação ($p\text{-valor} < 2.2 \cdot 10^{-16}$). Silva et al. (2016), testando esses medidores em seis mudas neotropicais e Brito et al. (2011) em folhas de algodoeiro, apontaram semelhança através da relação dos índices estimados entre SPAD e Clorofilog, a partir do modelo linear ajustado com proporção de quase 1:1 ($R^2 \geq 98\%$; 99%), superior ao encontrado. Richardson et al. (2002), ao relacionarem os índices SPAD e CCM-200 em folhas de *Betula papyrifera*, encontraram uma relação maior ($R^2 \geq 97\%$), no entanto, o ajuste foi uma curva polinomial de terceira ordem.

Parry et al. (2014), analisando em 22 espécies cultivadas, apresentaram a curva de conversão das unidades CCM-200 para SPAD ($R^2 \geq 99\%$) e das unidades SPAD para CCM-200 ($R^2 \geq 98\%$), desenvolvidas a partir de múltiplas espécies, alcançando amplos valores de clorofila. Uma fonte que pode ter influenciado para o modelo da pesquisa obter o coeficiente de determinação não muito alto, pode estar associada no momento da estimação do índice com os aparelhos. Foi observado que houve menor variabilidade no medidor SPAD e um menor coeficiente variação ($CV = 13,86\%$), quando comparado com o FCI (Tabela 1) (BRITO et al., 2011; RIGON et al., 2012; SILVA et al., 2016). Além disso, foi observada uma fonte variação na reta de ajuste (Figura 2). A quantidade de folhas amarelas utilizadas para estimação dos índices foram poucas para estarem bem distribuídas em torno da reta. Como tinha mais folhas verdes, foi um fator que influenciou para que os pontos se concentrassem mais no centro, influenciando nos valores iniciais e finais. Contudo, o teste de regressão forneceu o modelo ajustado.

O ajuste do modelo estabelecido pode ser explicado pelo fato dos medidores operarem de forma semelhante, como observado com outras marcas (BRITO et al., 2011; PARRY et al., 2014; RICHARDSON et al., 2002; RIGON et al., 2012; SILVA et al., 2016). A partir do modelo matemático estabelecido, foi realizada a validação através do teste de Correlação de Pearson (Figura 3), mostrando a eficiência do modelo através de uma correlação forte e positiva ($r \geq 92\%$), indicando que os índices podem ser convertidos sem prejuízo a partir de métodos não-destrutivos. Essa calibração entre os aparelhos para fazer a conversão, foi realizada por outros autores para diferentes espécies e medidores, diagnosticando semelhante relação (BRITO et al., 2011; PARRY et al., 2014; RICHARDSON et al., 2002; SILVA et al., 2016). No entanto, o modelo ($SPAD_i = 0.9092FCI + 10.0595$) foi estabelecido para espécie *R. mangle*, não sendo indicado para outra espécie, pois os valores de clorofila podem variar entre as espécies, e o ambiente em que são submetidas, necessitando de equações específicas (JIFON et al., 2005; ZHANG et al., 2012). Além disso, a calibração realizada entre os medidores é necessária para

realizar o ajuste das diferenças que os medidores possuem (MARKWELL et al., 1995; RICHARDSON et al., 2002).

A verificação *in situ* do índice de clorofila com o auxílio de medidores portáteis permite a conservação do material vegetal, a otimização de tempo e a redução do custo com reagentes (BRITO et al., 2011; RICHARDSON et al., 2002; RIGON et al., 2012; SILVA et al., 2016). A presente pesquisa possibilitou estabelecer um modelo matemático para espécie arbórea *R. mangle*, a partir das informações disponíveis na literatura (BIBER, 2007; CONNELLY, 1997; FLORES-DE-SANTIAGO et al., 2013). Como o Clorofilog é um aparelho que está começando a ser bastante utilizado e opera de forma semelhante ao SPAD (BRITO et al., 2011; SILVA et al., 2016), a conversão viabilizará mais pesquisas que se utilizem desse dispositivo portátil. No futuro, espera-se realizar um estudo mais aprofundando para corrigir a curva de ajuste, com folhas senescentes a jovens (folhas amareladas a verde escuro). Desse modo, determinando os índices de clorofila com espécies de manguezal, e propor um modelo individual e para múltiplas espécies desse ecossistema.

5. CONCLUSÕES

A partir da relação entre índices estimados dos medidores portáteis, a presente pesquisa estabeleceu o modelo matemático para *R. mangle* para realizar a conversão dos índices FCI para SPAD. Constatou-se que os índices estimados dos dois aparelhos possuem pequenas diferenças, mas são correlacionados e operam de forma semelhante, podendo ocorrer a conversão dos índices dos dois medidores portáteis de clorofilas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, A. O. de et al. Crustáceos decápodos estuarinos de Ilhéus, Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-24, 2006. Disponível: <<http://www.scielo.br/pdf/bn/v6n2/v6n2a23.pdf>>. Acesso em 05 nov. 2015.

ALONGI, D. M. The impact of climate change on mangrove forests. **Current Climate Change Reports**, v. 1, n. 1, p. 30-39, 2015.

ARRIVABENE, H. P. et al. Functional traits of selected mangrove species in Brazil as biological indicators of different environmental conditions. **Science of the Total Environment**, v. 476, p. 496-504, 2014.

BARBIERI JUNIOR, É. et al. Um novo clorofilômetro para estimar os teores de clorofila em folhas do capim Tifton 85. **Ciência Rural**, v. 42, n. 12, 2012.

BARTZ, M. C.; MELO JÚNIOR, J. C. F.; LARCHER, L. Variação morfológica de

Laguncularia racemosa (L.) CF Gaertn. (Combretaceae) em áreas de manguezal e de transição entre manguezal e floresta de restinga. **Biotemas**, v. 28, n. 1, p. 21-29, 2014. Disponível: <<https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2015v28n1p21>>. Acesso em 20 set. 2017.

BIBER, P. D. Evaluating a Chlorophyll Content Meter on Three Coastal Wetland Plant Species. **Journal of Agricultural, Food and Environmental Sciences**, v. 1, n. 2, p. 1-11, 2007. Disponível: <http://gcrl.usm.edu/cv/biber.patrick/docs/Biber_2007_JAFES1.pdf>. Acesso em 06 jan. 2018.

BRITO, G. G. et al. Non-destructive analysis of photosynthetic pigments in cotton plants. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 33, n. 4, p. 671-678, 2011. Disponível: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1807-86212011000400016&script=sci_arttext>. Acesso em 13 fev. 2018.

CEROVIC, Z. G. et al. A new optical leaf-clip meter for simultaneous non-destructive assessment of leaf chlorophyll and epidermal flavonoids. **Physiologia plantarum**, v. 146, n. 3, p. 251-260, 2012. Disponível: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1399-3054.2012.01639.x/full>>. Acesso em 13 fev. 2018.

CHANG, S. X.; ROBISON, D. J. Nondestructive and rapid estimation of hardwood foliar nitrogen status using the SPAD-502 chlorophyll meter. **Forest Ecology and Management**, v. 181, n. 3, p. 331-338, 2003.

COSTE, S. et al. Assessing foliar chlorophyll contents with the SPAD-502 chlorophyll meter: a calibration test with thirteen tree species of tropical rainforest in French Guiana. **Annals of Forest Science**, v. 67, n. 6, p. 607, 2010. Disponível: <https://www.afs-journal.org/articles/forest/full_html/2010/06/f09346/f09346.html>. Acesso em 25 set. 2017.

CONNELLY, X. M. The Use of a chlorophyll meter (SPAD-502) for field determinations of red mangrove (*Rhizophora Mangle* L.) leaf chlorophyll amount. **NASA Univ. Res. Cent. Tech. Adv. Educ. Aeronaut. Space Auton. Earth Environ**, 1, 187-190, 1997.

DAHDOUH-GUEBAS, F. World Atlas of Mangroves: Mark Spalding, Mami Kainuma and Lorna Collins (eds). **Human Ecology**, v. 39, n. 1, p. 107-109, 2011.

DE SOUZA, I. A. et al. Massa de forragem, composição química e índice de clorofila foliar de grama de sinal e matéria orgânica no solo sob níveis crescentes de nitrogênio. **Seminário: Ciências Agrárias**, v. 37, n. 3, 2016.

DELEGIDO, J. et al. Remote estimation of crop chlorophyll content by means of high-spectral-resolution reflectance techniques. **Agronomy journal**, v. 103, n. 6, p. 1834-1842, 2011.

DONATO, D. C. et al. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature geoscience**, v. 4, n. 5, p. 293-297, 2011.

DUARTE, C. M. et al. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 11, p. 961-968, 2013.

DUKE, N. C.; ALLEN, J. A. *Rhizophora mangle*, *R. samoensis*, *R. racemosa*, *R. × harrisonii* (Atlantic–East Pacific red mangrove). **Traditional trees of Pacific Islands: Their Culture, Environment, and Use. Permanent Agriculture Resources (PAR), Holualoa, Hawaii**, p. 623-640, 2006.

FALKER. Manual do medidor eletrônico de teor clorofila (ClorofiLOG / CFL 1030). **Porto Alegre, Falker Automação Agrícola**, 2008

FIDELMAN, P. I. J. Manguezais do rio Santana, Ilhéus, Bahia: caracterização do sistema. **Revista de Estudos Ambientais (ISSN: 1983-1501)**, v. 3, n. 1, p. 86-94, 2001. Disponível: <<http://pedrofidelman.com/pdf/Fidelman.2001.REA.pdf>>. Acesso em 01 jul. 2017.

FLORES-DE-SANTIAGO, F.; KOVACS, J. M.; FLORES-VERDUGO, F. The influence of seasonality in estimating mangrove leaf chlorophyll-a content from hyperspectral data. **Wetlands ecology and management**, v. 21, n. 3, p. 193-207, 2013. Disponível: <<http://link.springer.com/article/10.1007/s11273-013-9290-x>>. Acesso em 01 out. 2017.

GLENN, E. P. et al. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: what vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. **Sensors**, v. 8, n. 4, p. 2136-2160, 2008. Disponível: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3673410/>>. Acesso em 10 jan. 2018.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed Editora, 2011.

HEENKENDA, M. K. et al. Quantifying mangrove chlorophyll from high spatial resolution imagery. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 108, p. 234-244, 2015. Disponível: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092427161500194X>>. Acesso em 07 out. 2017.

HOGARTH, P. J. **The biology of mangroves and seagrasses**. Oxford University Press, 2015.

JIFON, J. L.; SYVERTSEN, J. P.; WHALEY, E. Growth environment and leaf anatomy affect nondestructive estimates of chlorophyll and nitrogen in Citrus sp. leaves. **Journal of the American Society for Horticultural Science**, v. 130, n. 2, p. 152-158, 2005. Disponível: <<http://journal.ashspublications.org/content/130/2/152.full.pdf>>. Acesso em 13 fev. 2018.

KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B. L. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. **Advances in marine biology**, v. 40, p. 81-251, 2001.

LOGAN, M. Biostatistical design and analysis using R: **a practical guide**. Wiley, Oxford, 2010.

LOVELOCK, C. E. et al. The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. **Nature**, v. 526, n. 7574, p. 559-563, 2015.

LÜTTGE, U. **Physiological ecology of tropical plants**. Springer Science & Business Media, 2007.

MARIANO, C. S. F. et al. As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 5, p. 602-615, 2006.

MARKWELL, J.; OSTERMAN, J. C.; MITCHELL, J. L. Calibration of the Minolta SPAD-502 leaf chlorophyll meter. **Photosynthesis research**, v. 46, n. 3, p. 467-472, 1995.

MARTINS, P. T. A.; COUTO, E.C. G.; DELABIE, J. H. C et al. Fitossociologia e estrutura vegetal do Manguezal do rio Cururupe (Ilhéus, Bahia, Brasil). **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 11, n. 2, p. 163-169, 2011. Disponível: <http://www.academia.edu/download/31050358/martins_et2011.pdf>. Acesso em 25 jul. 2017.

MIELKE, M. S.; SCHAFFER, B.; LI, C. Use of a SPAD meter to estimate chlorophyll content in *Eugenia uniflora* L. leaves as affected by contrasting light environments and soil flooding. **Photosynthetica**, v. 48, n. 3, p. 332-338, 2010.

MIELKE, M. S.; SCHAFFER, B.; SCHILLING, A. C. Evaluation of reflectance spectroscopy indices for estimation of chlorophyll content in leaves of a tropical tree species. **Photosynthetica**, p. 1-10, 2012.

MINOLTA, C. Manual for chlorophyll meter SPAD-502. **Osaka: Minolta Radiometric Instruments Divisions**, 1989.

OPTI-SCIENCES. **CCM-200 Chlorophyll Content Meter**, 2002.

PARRY, C.; BLONQUIST, J.; BUGBEE, B. In situ measurement of leaf chlorophyll concentration: analysis of the optical/absolute relationship. **Plant, cell & environment**, v. 37, n. 11, p. 2508-2520, 2014.

PASTOR-GUZMAN, J. et al. Spatiotemporal Variation in Mangrove Chlorophyll Concentration Using Landsat 8. **Remote Sensing**, v. 7, n. 11, p. 14530-14558, 2015. Disponível: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/7/11/14530/htm>>. Acesso em 03 set. 2017.

PEEL, J. R. et al. Stomatal density, leaf area and plant size variation of *Rhizophora mangle* (Malpighiales: Rhizophoraceae) along a salinity gradient in the Mexican Caribbean. **Revista de Biología Tropical**, v. 65, n. 2, p. 701-712, 2017.

REBELO-MOCHEL, F.; PONZONI, F. J. Spectral characterization of mangrove leaves in the Brazilian Amazonian Coast: Turiaçu Bay, Maranhão State. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 79, n. 4, p. 683-692, 2007.

RICHARDSON, A. D.; DUGAN, S. P.; BERLYN, G. P. An evaluation of noninvasive methods to estimate foliar chlorophyll content. **New phytologist**, v. 153, n. 1, p. 185-194, 2002. Disponível: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.0028-646X.2001.00289.x/full>>. Acesso em 25 set. 2017.

RIGON, J. P. G. et al. Non-destructive determination of photosynthetic pigments in the leaves of castor oil plants. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 34, n. 3, p. 325-329, 2012.

SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Mangrove conservation: a global perspective. **Biodiversity and conservation**, v. 21, n. 14, p. 3523-3542, 2012. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-012-0388-x>>. Acesso em 06 jan. 2018.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 3, n. 4, p. 561-570, 2000. Disponível: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/14634980008650693>>. Acesso em 03 set. 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries and Coasts**, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.

SCHLICHTING, A. F. et al. Efficiency of portable chlorophyll meters in assessing the nutritional status of wheat plants. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 12, p. 1148-1151, 2015.

SERENESKI-DE LIMA, C. et al. Sclerophylly in mangrove tree species from South Brazil. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 84, n. 4, p. 1159-1166, 2013. Disponível: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1870345313729464>>. Acesso em 30 out. 2017.

SILVA, D. V. et al. Calibration of a multi-species model for chlorophyll estimation in seedlings of Neotropical tree species using hand-held leaf absorbance meters and spectral reflectance. **iForest-Biogeosciences and Forestry**, v. 9, n. 5, p. 829, 2016. Disponível: <<http://www.sisef.it/iforest/pdf/?id=ifor1785-009>>. Acesso em 03 set. 2017.

TEOH, C. C. et al. Prediction of SPAD chlorophyll meter readings using remote sensing technique. **J. Trop. Agric. Food Sci**, v. 40, n. 1, p. 127-136, 2012. Disponível: <<http://rac1.mardi.gov.my/jtafs/40-1/Remote%20sensing.pdf>>. Acesso em 25 set. 2015.

TRIOLA, M. F. **Elementary statistics technology update**. Rev. ed.: Elementary statistics. 11 ed. 2010.

VO, Q. T. et al. Review of valuation methods for mangrove ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 431-446, 2012. Disponível: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X12001847>>. Acesso em 26 set. 2017.

WANG, Q.; CHEN, J.; LI, Y. Nondestructive and rapid estimation of leaf chlorophyll and nitrogen status of peace lily using a chlorophyll meter. **Journal of plant nutrition**, v. 27, n. 3, p. 557-569, 2004.

ZHANG, C. et al. Spectral response to varying levels of leaf pigments collected from a degraded mangrove forest. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 6, n. 1, p. 063501, 2012. Disponível: <<https://www.spiedigitallibrary.org/journals/Journal-of-Applied-Remote-Sensing/volume-6/issue-1/063501/Spectral-response-to-varying-levels-of-leaf-pigments-collected-from/10.1117/1.JRS.6.063501.short>>. Acesso em 12 set. 2017.

CAPÍTULO 2

MAPEAMENTO DOS TEORES DE CLOROFILA NO MANGUEZAL DA BAÍA DO PONTAL, ILHÉUS, BAHIA, BRASIL

RESUMO

Os manguezais são ecossistemas costeiros de transição entre o ambiente terrestre e marinho, com alta produção primária. A investigação da saúde do ecossistema a partir do teor de clorofila e, conseqüentemente, de sua capacidade fotossintética, permite estimar níveis de estresse causados por fatores naturais ou antropogênicos. Esta pesquisa buscou estabelecer um modelo empírico para realizar o mapeamento do teor de clorofila no manguezal da Baía do Pontal em Ilhéus, a fim de analisar a capacidade fotossintética do ecossistema. O mapeamento foi gerado a partir da relação entre índices de vegetação (IV) obtidos a partir de uma imagem WorldView-3 (WV3) e medidas *in situ* do teor de clorofila nas folhas de *Rhizophora mangle* L. obtidas por meio de medidores portáteis de clorofila. Foi aplicado um teste de regressão linear múltipla, utilizando método dos mínimos quadrados para obtenção do modelo empírico, a fim de realizar o mapeamento do teor de clorofila. Dois IVs foram combinados para estimar o teor de clorofila nas folhas. Os índices vegetação combinados foram Índice de Vegetação da Diferença Renormalizada (RDVI) e o Índice de Reflectância Fotoquímica (PRI). O modelo obtido foi $y = 188.45PRI + 1.003RDVI + 25.063$, apresentando significância na Estatística F Conjunta $p=0.039077$ e a de Wald $p=0.000018$, que representam a eficiência do modelo. Já os índices RDVI e PRI combinados, obteve o modelo $y = 120.57PRI + 1.29RDVI + 46.49$, apresentando significância na Estatística F Conjunta com p-valor igual a 0.046297 e a de Wald com p-valor igual a 0.000009. O índice de área foliar (LAI) também calculado a partir da imagem WV3, foi empregado para estimar o teor de clorofila no dossel a partir do teor estimado para as folhas, e com isso possibilitar a avaliação da eficiência fotossintética do ambiente. O mapeamento permitiu a verificação da variação espacial da clorofila no dossel, podendo está relacionada principalmente a fatores antropogênicos provenientes de efluentes domésticos e indústrias. Esse impacto pode estar afetando os processos ecofisiológicos do ecossistema e conseqüentemente os serviços ecossistêmicos fornecidos pelo ambiente.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos. Medidor portátil de clorofila. Imagens satélites. Impacto ambiental. Modelos empíricos.

MAPPING OF CHLOROPHYLL CONTENT IN THE MANGROVE OF PONTAL OF BAY, ILHÉUS, BAHIA, BRAZIL

ABSTRACT

Mangroves are coastal ecosystems of transition between the terrestrial and marine environment, with high primary production. The investigation of the health of the ecosystem from the chlorophyll content and, consequently, its photosynthetic capacity, allows estimating levels of stress caused by natural or anthropogenic factors. This research aimed to establish an empirical model to perform the mapping of chlorophyll content in the mangrove of Pontal Bay in Ilhéus, in order to analyze the photosynthetic capacity of the ecosystem. The mapping was generated from the relationship between vegetation (IV) indices obtained from a WorldView-3 (WV3) image and in situ measurements of the chlorophyll content in *Rhizophora mangle* L. leaves obtained by means of portable chlorophyll meters. A multiple linear regression test was applied using the least squares method to obtain the empirical model, in order to perform the mapping of the chlorophyll content. Two IVs were combined to estimate the chlorophyll content in leaves. The vegetation indices combined were Renormalized Difference Vegetation Index (RDVI) and the Photochemical Reflectance Index (PRI). The model obtained was $y = 188.45PRI + 1.003RDVI + 25.063$, presenting significance in the Joint F Statistic $p = 0.039077$ and the Wald model $p = 0.000018$, which represent the efficiency of the model. On the other hand, the DBE and PRI indices combined, obtained the model $y = 120.57PRI + 1.29RDVE + 46.49$, presenting significance in the Joint F-statistic with p-value equal to 0.046297 and Wald with p-value equal to 0.000009. Leaf area index (LAI) also calculated from the WV3 image, was used to estimate the chlorophyll content in the canopy from the estimated leaf content, and thus allow the evaluation of the photosynthetic efficiency of the environment. The mapping allowed the verification of the spatial variation of chlorophyll in the canopy, and is mainly related to anthropogenic factors from domestic effluents and industries. This impact may be affecting the ecosystem processes of the ecosystem and consequently the ecosystem services provided by the environment.

Keywords: Ecosystem services. Portable chlorophyll meter. Satellite images. Environmental impact. Empirical models.

1. INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas costeiros importantes para prestação de serviços ambientais e socioeconômicos (HUSSAIN et al., 2010; KUENZER et al., 2013; SANDILYAN et al., 2012). No entanto, estima-se que cerca de 20% a 30% dos manguezais do mundo apresentam perda por degradação antrópica (IUCN, 2013), capazes de impactar seus processos fisiológicos (FONSECA et al., 2003; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000; ZHANG et al., 2014). Dentre os impactos observados, estão a contaminação de recursos hídricos (MACDONNELL et al., 2017), desmatamento (FONSECA et al., 2003; SCALES et al., 2017), ocupação irregular decorrente de especulação imobiliária (MARIANO et al., 2006; MARTINS et al., 2011) e outras atividades antropogênicas. Os manguezais oferecem diversos bens e serviços ecossistêmicos (EWEL et al., 1998; SANTOS et al., 2017), como: proteção natural frente ao avanço do nível do mar; ciclagem dos nutrientes; conservação da biodiversidade; regulação da qualidade da água; manutenção do ar; regulação do gases atmosféricos e do clima, através do sequestro e armazenamento do carbono, atuando na redução do efeito estufa (BARBIER et al., 2011; DÍAZ et al., 2006; FISHER et al., 2009; LAYKE et al., 2012; VO et al., 2012).

Apontado como ecossistema com elevada produtividade primária, os manguezais são considerados sumidouros de carbono (BOUILLON et al., 2008; KATHIRESAN et al., 2001; LOCATELLI et al., 2014; PESTANA et al., 2017), possuindo uma grande taxa de biomassa viva e principalmente no solo (DONATO et al., 2011; HOWARD et al., 2014). Através da fotossíntese conduzida pelos pigmentos de clorofila que captam a energia da radiação luminosa para conversão da energia física em química, o carbono é utilizado na produção primária, que é fundamental como base da rede trófica do ecossistema (KATHIRESAN et al., 2001; RICHARDSON et al., 2002; PORCAR-CASTELL et al., 2014).

Os teores de clorofila podem ser mensurados através de diferentes metodologias, em escala de folha ou de ecossistema (dossel), por métodos destrutivos e não-destrutivos. Em escala de folha utilizando método destrutivo, inclui procedimento em laboratório com a utilização de reagente para extração da clorofila na folha, não sendo muito vantajoso por não otimizar tempo e recursos econômicos (RICHARDSON et al., 2002; SCHLICHTING et al., 2015, SILVA et al., 2016). No método não-destrutivo, o procedimento é mais rápido com a utilização de medidores portáteis de clorofila, que estimam *in situ* os teores de clorofila na folha, sem a destruição do material vegetal (RICHARDSON et al., 2002; SCHLICHTING et al., 2015, SILVA et al., 2016). Os medidores portáteis de clorofila estimam índices de clorofila a partir

da absorvância da radiação incidente pelos pigmentos (azul e vermelho), utilizando faixas espectrais vermelha e infravermelha (RICHARDSON et al., 2002).

Já em escala de ecossistema os teores de clorofila podem ser mensurados no dossel a partir de propriedades biofísicas dos pigmentos fotossintetizantes, com técnicas de sensoriamento remoto (SR) (GLENN et al., 2008). O SR permite detectar variáveis geofísicas e biofísicas da superfície da Terra, através da radiação eletromagnética refletida, medida pelo sensor orbital do satélite, sem o contato direto com objeto de estudo, permitindo analisar locais de difícil acesso (DAHDOUH-GUEBAS, 2002; HEDLEY et al., 2016; LÜCK-VOGEL, 2016; MENESES et al., 2012; MUMBY et al., 2000; WULDER et al., 2004). A utilização desses equipamentos tem mostrado um potencial em diversas pesquisas para análise e gestão ambiental como o monitoramento das Unidades de Conservação, diagnóstico de desflorestamento, eficiência fotossintética, deficiência nutricional e estresse ambiental (AHMED et al., 2016; FLORES-DE-SANTIAGO et al., 2013; MIELKE et al., 2010; GIRI et al., 2011; TEOH et al., 2012; THOMAS et al., 2017; WU et al., 2008).

A aplicação de indicadores fitofisiológicos como os índices de vegetação (IV), através do SR e medidores portáteis de clorofila possibilita a investigação dos manguezais a partir das moléculas de clorofila. Os IVs são combinações matemáticas da refletância da radiação eletromagnética específica, relacionados à radiação fotossintética ativa absorvida pelo dossel da vegetação, onde a maioria dos processos fotossintéticos dependentes da luz ocorrem (GLENN et al., 2008; LIU, 2006; XUE et al., 2017). A maioria dos IVs são combinações incluindo as faixas espectrais vermelha (Red - 630-690 nm), infravermelha (NIR - 760-900 nm), além da borda vermelha (Red Edge -690 -750nm), que se relacionam com a atividade fotossintética; sendo que a borda vermelha apresenta, teoricamente, uma maior sensibilidade (BANNARI et al., 1995; GITELSON et al., 2003; LICHTENTHALER, 1987).

Para poder utilizar o SR e os medidores portáteis de clorofila combinados é necessário realizar a calibração do sensor orbital para fornecer dados com precisão. O WorldView-3 é um satélite de alta resolução espacial e espectral, lançado recentemente. Trata-se de um sensor que possui bandas espectrais específicas que podem ser relacionadas com a clorofila (Tabela 1) (MALAHLELA et al., 2014; HEENKENDA et al., 2014; 2015; LI et al., 2015; WANG et al., 2015). Através de medidores portáteis de clorofila como o Clorofilog (Falker, Brasil), que quantifica os pigmentos de clorofila em três comprimentos de onda (635, 660 e 880 nm), essa informação pode ser referenciada como suporte para realizar a calibração (PASTOR-GUZMAN et al., 2015; SILVA et al., 2016). A coincidência geográfica dos sensores espectral

e portátil possibilita associar os dados de clorofila obtidos *in situ* na folha com os dados espectrais do satélite.

Tabela 1 – Bandas espectrais e os comprimentos de onda (nm = nanômetro) do satélite WorldView-3 com a resolução espacial fora do nadir 1,38m (off nadir = fora do ângulo do objeto).

Bandas	Comprimentos de onda (nm)
Coastal (Litoral)	400 - 450 nm
Blue (Azul)	450 - 510 nm
Green (Verde)	510 - 580 nm
Yellow (Amarelo)	585 - 625 nm
Red (Vermelho)	630 - 690 nm
Red Edge (Borda Vermelha)	705 - 745 nm
Near IR1 (Infravermelho Próximo 1- NIR1)	770 - 865 nm
Near IR2 (Infravermelho Próximo 2 – NIR2)	860 - 1040 nm

Fonte: DigitalGlobe.

A utilização desses equipamentos mostra-se muito eficiente para o monitoramento e gestão dos manguezais (DAHDOUH-GUEBAS, 2002; MAGRIS et al., 2010). Flores-de-Santiago et al. (2013) analisaram a influência da sazonalidade sobre os pigmentos de clorofila utilizando dados hiperespectrais nas estações seca e chuvosa em diferentes condições ambientais e composições bióticas. Já Heenkenda et al. (2015) quantificaram a clorofila do manguezal de *Rapid Creek*, em Darwin, na Austrália, com imagens WorldView-3 de alta resolução espacial e foram capazes de verificar possível estresse fisiológico nas plantas. Pastor-Guzman et al. (2015), utilizaram índices de vegetação calculados com dados Landsat 8 combinados com o medidor portátil de clorofila SPAD-502 (“Soil Plant Analysis Development”) (Minolta, Japão) para testar a potencialidade do satélite no monitoramento da clorofila em manguezais. Eles foram capazes de observar a variação espaço-temporal da clorofila do mangue da Península de Yucatán, no México.

Diante esse contexto, nossa pesquisa explorou a possibilidade realizar o mapeamento do teor de clorofila a partir de imagens de WorldView-3 e medidores portáteis de clorofila no manguezal da Baía do Pontal, com a finalidade de avaliar a condição de saúde do manguezal estudado.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A pesquisa foi realizada no estuário da Baía do Pontal, localizado no município de Ilhéus, na região sul do estado da Bahia. O estuário da Baía do Pontal exibe vegetação de mangue e têm a confluência dos rios Cachoeira, Engenho (Santana) e Fundão (Figura 1) (ALMEIDA et al., 2006).

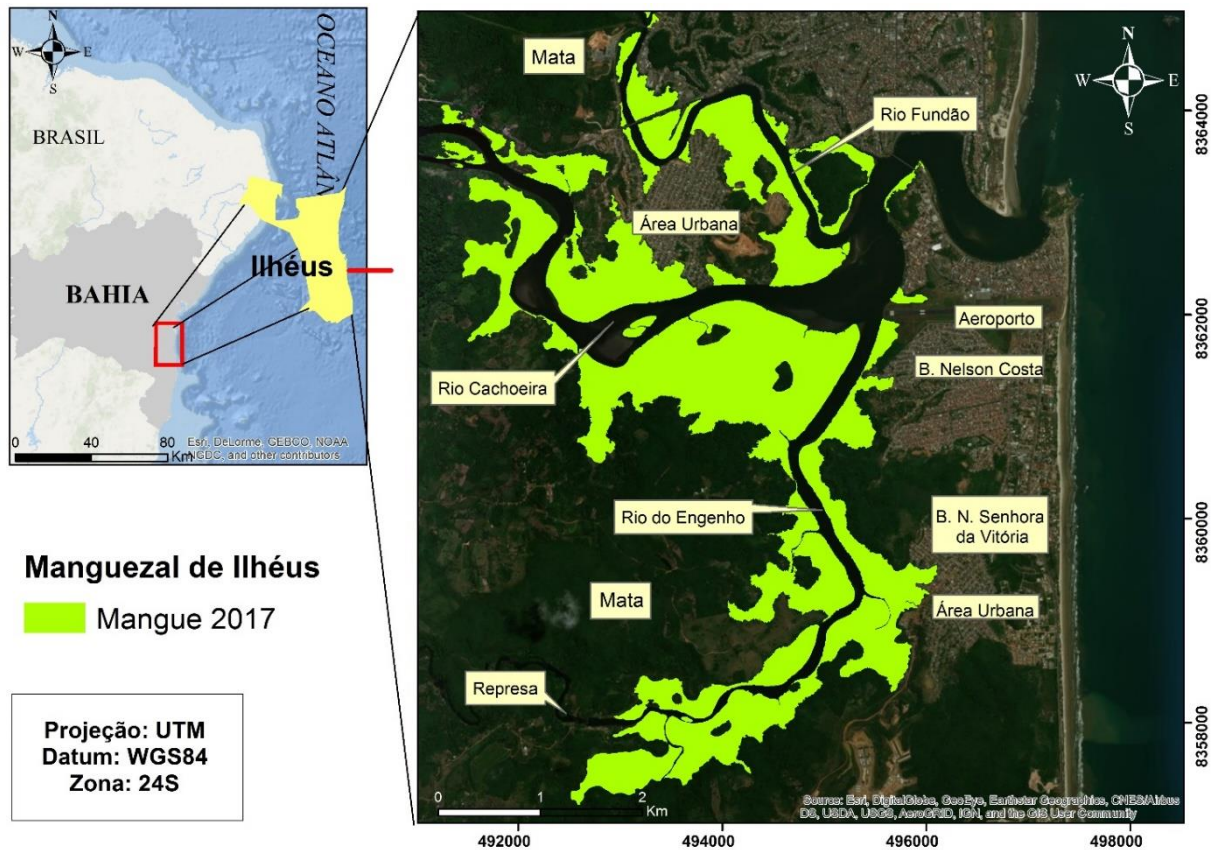


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo na Baía do Pontal no município de Ilhéus, Bahia.

A cidade cresceu entorno do complexo estuarino da Baía do Pontal que recebe influência dos efluentes domésticos provenientes das áreas urbanizadas sem saneamento básico (Figura 1) (ALMEIDA et al., 2006; FIDELMAN, 2001). As espécies arbóreas que formam o manguezal do estuário da baía do Pontal são *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* (ALMEIDA et al., 2006; FIDELMAN, 2001; MARTINS et al., 2011).

2.2 Desenho amostral

Para conhecer a evolução da área de estudo de modo a facilitar a elaboração do desenho experimental, foi realizado um mapeamento prévio da área de estudo por interpretação visual de três imagens históricas: uma fotografia aérea obtida em 1964, uma imagem GeoEye-1 adquirida em 19/02/2010 e uma imagem Landsat 8 adquirida em 10/03/2017, empregando o software ArcGis 10.2.2. O mapeamento permitiu verificar que o manguezal apresenta

estratificações relacionadas à idade. Foram identificadas zonas com formações recentes, intermediárias e antigas (Figura 2). Com base nessas características foram plotados parcelas aleatórias nas imagens satélites em cada estratificação, na tentativa englobar a máxima variabilidade das características do mangue, em locais relativamente próximos. As coordenadas desses pontos foram inseridas em um receptor GPS de navegação para facilitar a localização dos pontos em campo (Figura 2), dessa forma introduzir as parcelas.

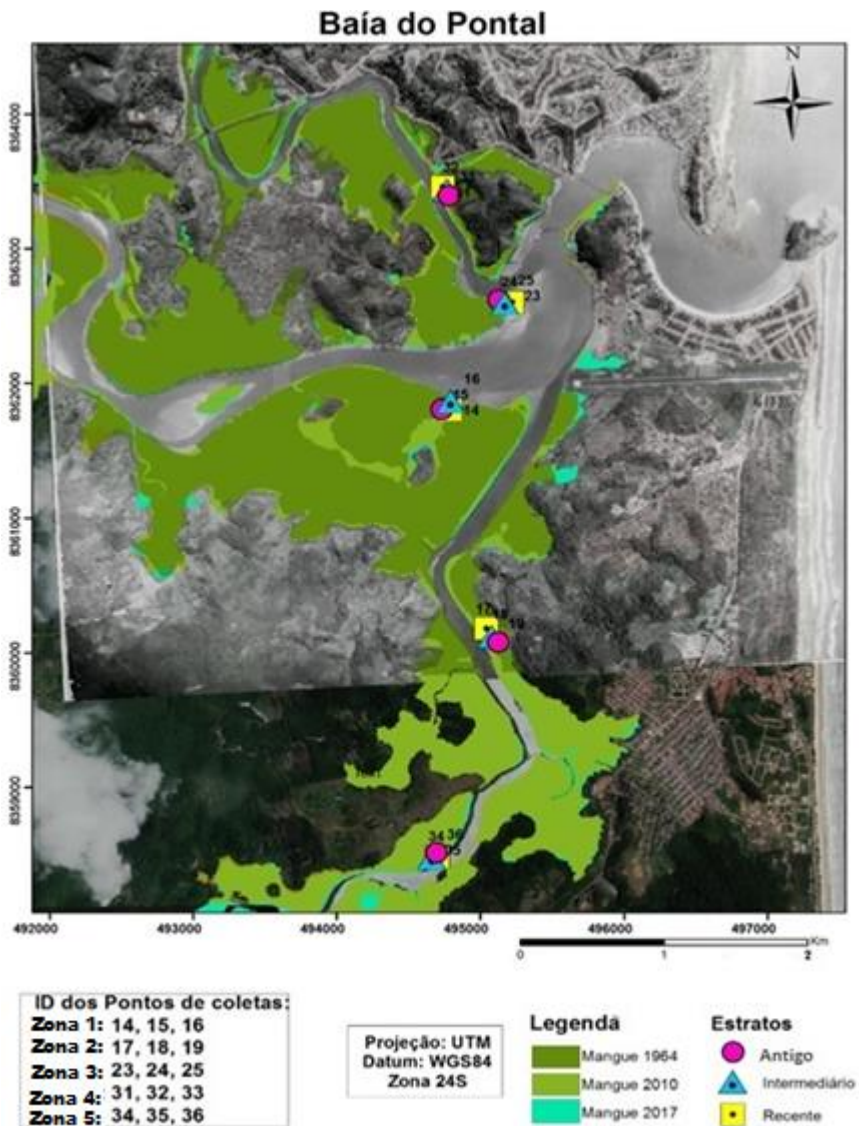


Figura 2. Delineamento amostral com os pontos (n=15) de coleta para introduzir as parcelas, as unidades amostrais (n=5) e os estratos (antigo, intermediário e recente) da área de estudo, na Baía do Pontal, Ilhéus, Bahia.

2.4 Amostragem

A coleta do material vegetal foi realizada em maio de 2017, em três campanhas de campo. Os pontos foram acessados com uma lancha. Quando a profundidade do rio

impossibilitou a chegada na margem próxima à borda da vegetação, foram utilizados caiaques para acessar os pontos de coleta. Para chegar nos pontos indicados, utilizou-se um GPS de navegação Garmin portátil Map 78s.

Foram plotadas 15 parcelas 10 m x 10 m nos pontos da área de estudo (VICHARNAKORN et al., 2014). Essas parcelas foram organizadas em cinco zonas do mangue na Baía do Pontal. Em cada zona foi plotada uma parcela para cada estratificação, sem replica (Figura 2). Esse delineamento amostral de blocos aleatorizado permite captar melhor a heterogeneidade do ambiente (GOTTELI; ELISON, 2011).

2.5 Caracterização da área de estudo

Nas parcelas amostradas foram identificadas as espécies *R. mangle* e *Avicennia* spp., sendo tomadas medidas de proporção da quantidade dos indivíduos presentes em cada parcela. Para isso foram coletados dados de diâmetro do tronco à altura do peito (DAP) de todos indivíduos vivos presentes nas parcelas, conforme Howard et al. (2014). As medidas de DAP (cm²) foram transformadas em área de basal (g), a fim embasar a caracterização das parcelas amostradas, empregando a relação $g = 0,00007854DAP$ (m²). Adicionalmente, foram calculadas a densidade absoluta ($DA = n^{\circ} \text{ de indivíduos por espécies} / \text{área em hectare}$) e relativa ($DeR = (n^{\circ} \text{ de indivíduos por espécies} / n^{\circ} \text{ de indivíduos}) * 100$) para espécies identificadas *R. mangle* e *Avicennia* spp. (FREITAS; MAGALHÃES, 2012; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2015).

2.6 Coleta de material vegetal e estimativa do teor de clorofila a nível de folha

A partir da caracterização da área de estudo foi observado que maioria das parcelas amostradas apresentaram a espécie *R. mangle* como espécie dominante. Por isso as estimativas do teor de clorofila em nível de folha foram realizadas somente em folhas dessa espécie. As folhas foram coletadas por meio de um podão, sendo selecionada de uma a três árvores do centro da parcela para coleta de folhas. Em cada parcela foram coletadas cerca de 30 folhas, 15 na porção inferior e 15 na porção superior da copa, conforme Pastor-Guzman et al. (2015). Foram analisadas 939 folhas completamente expandidas e maduras.

As folhas coletadas foram armazenadas em uma caixa térmica com gelo. No laboratório foram realizadas quatro medições por folha do índice de clorofila Falker (FCI) com o medidor portátil Clorofilog CFL 1030 (Falker, Brasil). As leituras foram feitas na parte mediana da folha, próximo da nervura central.

A partir do modelo de regressão linear estabelecido para estimar a clorofila em *R. mangle* ($SPAD_i = 10.0595 + 0.9092x$) foram obtidos os índices de clorofila SPAD. Esses índices foram corrigidos utilizando o modelo homográfico ($Clorofila \mu g \text{ cm}^{-2} = (SPAD - 22.70) / 0.57$) de Connelly (1997), desenvolvido para estimar o valor absoluto de clorofila a partir do medidor de clorofila SPAD-502 (Minolta, Japão).

2.7 Área Foliar (AF), Massa Foliar Seca (MFS) e Massa Foliar Específica (MFE)

Após as medições do FCI, as folhas foram digitalizadas utilizando-se de um *scanner* de mesa. Todas as folhas foram identificadas de acordo a estratificação e a parcela de coleta. Posteriormente, foi utilizado o software ImageJ para realizar o cálculo da área foliar, com base numa escala conhecida inserida nas imagens digitalizadas das folhas (BRITO-ROCHA, 2013).

Para obtenção da massa foliar, as folhas foram lavadas com água destilada e identificadas. As folhas foram colocadas em estufa com circulação de ar forçado a 60°C por sete dias, para obtenção da massa seca. Após uma semana na estufa, as folhas foram pesadas utilizando uma balança analítica. A determinação da massa foliar específica foi calculada pela fórmula $MFE = MSF / AF$.

2.8 Processamento da imagem WorldView-3 para estimativa do teor de clorofila no dossel do mangue

As imagens geradas pela plataforma WorldView-3, comercializado pela a DigitalGlobe satélite WorldView-3 (WV3) apresentam uma resolução espacial de 1,38 m e resolução espectral com oito bandas variando entre 400 e 1040 nm (Tabela 1). O WV3 encontra-se em órbita a uma altitude de 617 Km, capturando imagens de 680 Km² desde agosto de 2014. As órbitas realizam o monitoramento diário da superfície terrestre durante de cerca de 97 minutos. O WV3 possui bandas específicas que estão relacionadas com os processos fisiológicos do dossel da vegetação, o que permite monitorar diversos tipos de ecossistemas.

A imagem WV3 da área de interesse foi adquirida em 08 de março de 2017 (Figura 3 A). A Figura 3A apresenta uma composição em cor verdadeira da imagem WV3 da área de estudo. A Figura 3B com a composição de bandas falsas, realça a área do manguezal estudado, mostrando a presença de zonas úmidas.



Figura 3. Imagem do satélite WorldView-3 da área de estudo com o manguezal da Baía do Pontal, Ilhéus, Bahia. (A) área de estudo com uma composição em cor verdadeira (Bandas R4, G3 e B2) do manguezal da Baía do Pontal. (B) área de estudo com uma composição em falsa cor (Bandas 7, 5 e 3), realçando o manguezal da Baía do Pontal.

Para a calibração e estimativas dos teores de clorofilas no dossel, o processamento das imagens foi efetuado conforme os passos a seguir: (i) correção atmosférica empregando o software Atcor 2014¹, disponível no Laboratório de Geoprocessamento da UESC; (ii) utilização dos seguintes índices de vegetação: derivadas espectrais, índice de área foliar e índices espectrais da vegetação utilizando os comprimentos de ondas que melhor se relacionem com o processo de fotossíntese (Tabela 1); (iii) criação de um algoritmo empírico por regressão linear, empregando o método dos mínimos quadrados, com a ferramenta OLS (*Ordinary Least-Squares*) do ArcGis 10.2.2¹, licenciado para o Laboratório de Geoprocessamento da UESC; (iv) cálculo do algoritmo empírico sobre imagem empregando a ferramenta Model Maker do Erdas Imagine 2014¹ para mapeamento dos teores de clorofila em área de mangue visível na imagem WV3.

Foi obtido um modelo numérico do terreno (MDE) com 12 m de resolução espacial, elaborado pela JAXA (Agência Espacial Japonesa) a partir de uma imagem ALOS PALSAR, disponível gratuitamente no sítio Alaska Satellite Facility (<https://www.asf.alaska.edu>). O

¹ Softwares licenciados para o Laboratório de Geoprocessamento da UESC.

MDE foi empregado para estimar a altura da vegetação de mangue e, por conseguinte, sua biomassa, de maneira independente da imagem WV3. Essa etapa foi realizada para verificar se a variabilidade espacial da clorofila no mangue está associada à biomassa da vegetação.

2.9 Correção Atmosférica

Foi realizada a correção atmosférica na imagem WV3 para eliminação de ruídos causados pela absorção e espalhamento da radiação eletromagnética pela atmosfera (WANG, 1987; KAUFMAN et al., 1997). Esse espalhamento pode ser ocasionado pelas nuvens, fumaça, poeira, neblina, aerossóis, como vapor d'água e sólidos em suspensão, além de gases, como CO, CO₂, O₂, O₃, NO₂ e CH₄. A correção permite amenizar o efeito do espalhamento que causa alteração na direção de propagação ou perda de energia da radiação luminosa que é registrada pelos sensores orbitais (PANZONI et al., 2007; PIMENTA et al., 2013; SOUSA et al., 2013; SOARES et al., 2015).

Para isso, foi utilizado o módulo Atcor2 (*Atmospheric and Topographic Correction for Satellite Imagery*) do software Erdas Imagine 2014, que permite a conversão de números digitais (ND) das imagens para valores físicos de reflectância em superfície. Essa conversão foi efetuada na imagem WV3 com um modelo de transferência radiativa padrão do tipo tropical marítimo, com visibilidade horizontal de 49 Km. Esse modelo é capaz de simular o comportamento dos aerossóis e gases tipicamente encontrados nesse tipo de atmosfera amenizando os efeitos do espalhamento e absorção que atuam sobre a radiação eletromagnética (ERDAS, 2015).

2.10 Cálculos dos índices espectrais para o mapeamento do teor clorofila

Para investigar as melhores relações entre a reflectância espectral e a clorofila na imagem WV3, foram testados uma série de índices espectrais. Entre estes, está a derivada espectral de primeira ordem com as bandas Red Edge e Near Infra-Red1 (Equação 1). Em complementação, foram calculados nove índices de vegetação (Tabela 2), além do LAI (*Leaf Area Index*), proposto por Watson (1947), que estabelece a razão entre a área foliar do dossel com a área por ela sobreposta na superfície do solo (CARLSON et al., 1997; MACHADO et al., 2013; RODY et al., 2014).

$$\frac{dR_{\lambda}}{dx} \cong \frac{R_{i+1} - R_{i-1}}{2\Delta x} \quad (1)$$

Onde: R_i é a reflectância em superfície da banda i e Δx é a distância espectral entre as bandas, calculada a partir da faixa central entre a banda i e $i + 1$.

Os índices utilizados foram calculados com base nas propriedades estruturais, bioquímicas e biofísicas do dossel da vegetação, a fim de verificar quais apresentam a melhor relação com o teor de clorofila nas folhas de *R. mangle*.

Tabela 2 - Índices de Vegetação utilizados para estabelecer relações com dados de clorofila convertido para SPAD. Bandas do satélite WorldView-3 utilizadas Blue (azul), Green (verde), Red (vermelho), Red Edge (borda vermelha) e NIR1 (infravermelho próximo 1).

Índice de Vegetação	Fórmulas com a relação das bandas	Fonte
NDVI (<i>Normalized Difference of Vegetation Index</i>)	$\frac{NIR1 - Red}{NIR1 + Red}$	Rouse et al. (1974) (2)
NDRE (<i>Normalized Difference Red Edge index</i>)	$\frac{NIR1 - Red\ Edge}{NIR1 + Red\ Edge}$	Barnes et al. (2000) e Ahamed et al. (2011) (3)
MCARI 2 (<i>Modified Chlorophyll Absorption in Reflectance Index 2</i>)	$\left(1.5 \frac{2.5(NIR1 - Red) - 1.3(NIR1 - Green)}{\sqrt{(2NIR1 + 1)^2 - (6NIR1 - 5\sqrt{Red})} - 0.5} \right)$	Haboudane et al. (2004) e Main et al. (2011) (4)
CVI (<i>Chlorophyll Vegetation Index</i>)	$(NIR1 * Red)/Green^2$	Vincini et al. (2007) (5)
RDVI (<i>Renormalized Difference Vegetation Index</i>)	$\frac{NIR1 - Red}{(NIR1 + Red)^{0.5}}$	Roujean e Breonv (1995) (6)
RDVE (<i>Renormalized Difference Red Edge Index</i>) adaptado	$\frac{NIR1 - Red\ Edge}{(NIR1 + Red\ Edge)^{0.5}}$	Proposta dos pesquisadores (2018) (7)
PRI (<i>Photochemical Reflectance Index</i>)	$\frac{Blue - Green}{Blue + Green}$	Gamon et al. (1992) e Peñuelas et al (1995) (8)
PRI (<i>Photochemical Reflectance Index</i>) adaptado	$\frac{Green - Yellow}{Green + Yellow}$	Proposta dos pesquisadores (2018) (9)
SR ₄ (<i>Ratio Simple</i>)	$\frac{Red}{Green}$	Datt (1998) (10)

O cálculo do LAI (Equação 11) foi realizado a partir da imagem WV3 com base no índice geofísico SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*), proposto por Huete (1988), Baret e

Guyot (1991) (Equação 12) (THIAM et al., 2003; ANDRADE et al., 2014; COUTINHO et al., 2016).

$$LAI = -(1/0.6) \ln (0.82 - SAVI/0.78) \quad (11)$$

$$SAVI = (NIR1 - Red) * 1.5/NIR1 + Red + 0.5 \quad (12)$$

Todos os cálculos foram efetuados empregando o módulo *Model Maker* do Erdas 2014 (ERDAS, 2015) e os valores dos índices nos pontos de amostragem foram extraídos empregando a ferramenta *Sample* do ArcGis 2.2, por meio de interpolação bilinear, que calcula a média ponderada pela distância dos quatro pixels mais próximos do ponto amostrado (GRIBBON et al., 2004).

2.11 Análise Estatística

Para inferir se há diferença significativa entre os estratos (recente, intermediário e antigo) e as zonas amostradas no manguezal para os dados de clorofila, área foliar (AF), massa foliar (MSF) e massa foliar específica (MFE), foi aplicado um teste ANOVA Bifatorial seguido do teste de Tukey, sem replicação, assumindo α igual a 0.05 no software R.

Para estabelecimento de um algoritmo empírico entre os índices de vegetação e os teores de clorofila observados *in situ*, foi aplicado um teste de regressão linear (simples e múltipla), utilizando a ferramenta OLS (Ordinary Least Squares) do ArcGis 10.2.2. O OLS é um método que estima parâmetros desconhecidos, a partir da relação entre a variável explicativa e explanatória em um modelo de regressão linear para poder entender um processo ou fenômeno. É um método robusto que minimiza a soma dos quadrados das distâncias entre os valores observados e preditos, realizando o ajuste da reta (CHUMNEY, 2006; LOGAN, 2010; MOUTINHO et al., 2011).

A técnica OLS no ArcGis inclui diagnósticos com base nos seguintes testes: Akaike corrigido (AICc), Coeficiente de Determinação, que estima o desempenho do modelo; Estatística F Conjunta e de Wald, que analisa a significância do modelo; estatística de Breusch-Pagan e Koenker que estima se os dados do modelo são estacionários; estatística Jarque-Bera que estima homogeneidade dos resíduos, calculando o viés (ANSELIN, 2004; BAUM, 2006; LIAO, 2004); e Fator de Inflação da Variância (VIF), que examina as redundâncias entre as variáveis explicativas, apresentando a correlação entre as mesmas (BAUM, 2006).

Após estabelecer a equação da reta utilizando o método OLS, foi utilizada a ferramenta *Model Maker* do Erdas 2014 para aplicar a equação aos índices de vegetação que apresentaram

melhor relação com os dados de clorofila. Como resultado foi obtido um mapa de clorofila nas folhas. A clorofila no dossel foi então estimada multiplicando-se o mapa de clorofila nas folhas pelo LAI.

3. RESULTADOS

A partir das parcelas nas cinco zonas, foram identificadas a composição biótica nas 15 parcelas 10 m x 10 m (Tabela 3). Foi observado que a presença das espécies *R. mangle* e *Avicennia* spp, contudo a proporção de *R. mangle* foi superior ao de *Avicennia* spp. A espécie *R. mangle* estava presente em 14 parcelas, enquanto que, *Avicennia* spp. foi observada somente em seis parcelas. Portanto, o trecho do manguezal da Baía do Pontal apresenta predominância *R. mangle* (Tabela 3). Devido a essa caracterização, optou-se por analisar apenas da espécie mais frequente nas parcelas de coleta.

Tabela 3- Parâmetros verificados nas parcelas (n=15) que os caracterizaram o manguezal da Baía do Pontal, Ilhéus.

Parcelas	Zonas	Coordenadas	Estrato	Nº Ind.	Nº Rh	Nº Av	ϕ Rh	ϕ Av	DeR (Rh)	DeR (Av)	DA (Rh) ha	DA (Av) ha	AB (m ²)
1	Z1	494791 8361808	Recente	10	8	2	8/2	2/8	80	20	800	200	0.33
2	Z1	494795 8361870	Intermediário	7	2	5	2/5	5/2	28.57	71.42	200	500	0.14
3	Z1	494729 8361812	Antigo	7	4	3	4/3	3/4	57.14	41.85	400	300	0.31
4	Z2	495039 8360177	Recente	21	21	NA	21/0	0/21	100	NA	2100	NA	0.29
5	Z2	495079 8360121	Intermediário	22	22	NA	22/0	0/22	100	NA	2200	NA	0.63
6	Z2	495121 8360080	Antigo	11	11	NA	11/0	0/11	100	NA	1100	NA	0.22
7	Z3	495220 8362605	Recente	185	NA	185	0/185	185/0	NA	100	NA	18500	0.26
8	Z3	495172 8362601	Intermediário	77	77	NA	77/0	0/77	100	NA	7700	NA	0.15
9	Z3	495128 8362622	Antigo	20	20	NA	20/0	0/20	100	NA	2000	NA	0.29
10	Z4	494736 8363463	Recente	20	20	NA	20/0	0/20	100	NA	2000	NA	0.31
11	Z4	494769 8363440	Intermediário	43	43	NA	43/0	0/43	100	NA	4300	NA	0.12
12	Z4	494780 8363398	Antigo	10	10	NA	10/0	0/10	100	NA	100	NA	0.28
13	Z5	494698 8358483	Recente	34	2	32	2/32	32/2	5.88	94.11	200	3200	0.15
14	Z5	494662 8358479	Intermediário	54	1	53	1/53	53/1	1.85	98.14	100	5300	0.21
15	Z5	494694 8358516	Antigo	15	15	NA	15/0	0/15	100	NA	1500	NA	0.45

Número (Nº), Indivíduo (Ind.), *R. mangle* (Rh), *Avicennia spp.* (Av), Proporção (ϕ), Densidade Relativa (DeR), Densidade Absoluta (DA), hectare (ha), Área Basal (AB).

3.1 Análise do teor de clorofila e de características foliares

Foram analisadas um total de 939 folhas de *R. mangle* coletadas das 15 parcelas, para obtenção do teor médio de clorofila por parcela. No entanto, em uma parcela (7) não houve a presença da espécie estudada (Tabela 4).

Os teores observados de clorofila na área de estudo foram entre 48.59 $\mu\text{g cm}^{-2}$ a 71.17 $\mu\text{g cm}^{-2}$ apresentando a média geral de 59.37 $\mu\text{g cm}^{-2}$ (Tabela 4, Figura 5A e 5B). O manguezal antigo apresentou em média maiores teores de clorofila. Embora, o teor de clorofila variam entre as zonas e estratos, eles não são significativamente diferentes ($p>0.05$).

Tabela 4 - Parâmetros analisados do material foliar nas parcelas (n=15) para o teor de clorofila.

Parcelas	Zonas	Estrato	Nº Folhas	Chl $\mu\text{g cm}^{-2}$
1	Z1	Recente	42	64.69 \pm 4.95
2	Z1	Intermediário	13	70.17 \pm 5.14
3	Z1	Antigo	60	70.15 \pm 6.78
4	Z2	Recente	60	61.52 \pm 5.21
5	Z2	Intermediário	59	63.63 \pm 6.37
6	Z2	Antigo	75	69.03 \pm 7.70
7	Z3	Recente	NA	NA
8	Z3	Intermediário	90	48.59 \pm 7.65
9	Z3	Antigo	90	50.87 \pm 7.77
10	Z4	Recente	90	51.98 \pm 7.22
11	Z4	Intermediário	90	56.79 \pm 8.02
12	Z4	Antigo	90	53.88 \pm 5.48
13	Z5	Recente	60	61.62 \pm 6.59
14	Z5	Intermediário	30	52.5 \pm 6.61
15	Z5	Antigo	90	55.77 \pm 7.84

Nº = número, Chl = clorofila média \pm desvio-padrão.

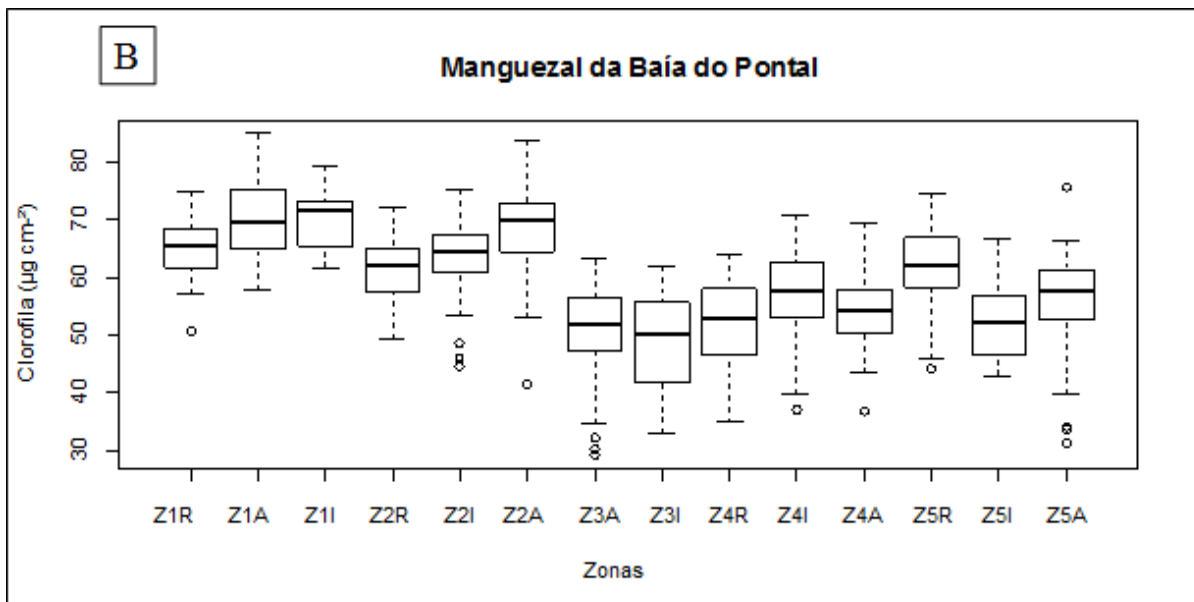
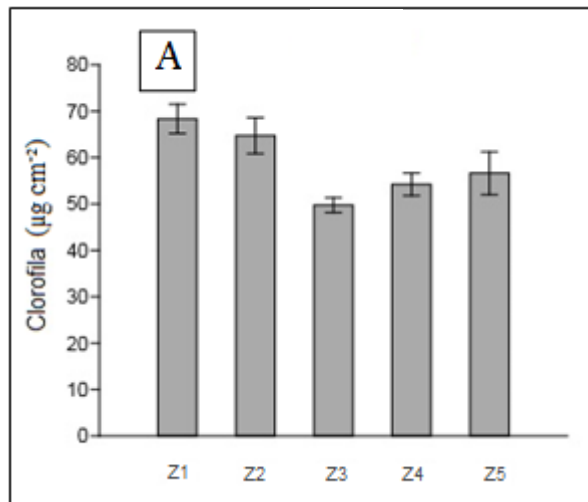


Figura 5. Distribuição dos teores de clorofila nas parcelas, nos estratos e nas zonas. Zonas: Z1= Zona1; Z2 = Zona a2; Z3 = Zona 3; Z4 = Zona 4; Z5= Zona5. (A) O teor de clorofila total somente nas zonas (n=5) com os desvios-padrão. (B) Boxplots das zonas junto com as estratificações do teor de clorofila µg cm⁻². Estratos: R= Recente; I= Intermediária; Antiga= A.

Os parcelas que apresentaram um desvio-padrão elevado, caracterizando fonte dispersão (Tabela 4), com maior destaque nas parcelas 11 (Z4I) e 15 (Z5A) que apresentam os desvios mais elevados, evidenciando uma maior variabilidade do teor de clorofila estimados nas folhas (Tabela 4 e Figura 5C). Esses resultados podem estar associados ao fato de algumas folhas estarem no estado de senescência. A figura 5C apresenta os boxplots das parcelas, classificados segundo a Tabela 4.

A Tabela 5 apresenta os demais parâmetros (traços foliares) analisados a partir do material foliar coletado, em que foram analisadas, sendo o valor total: área foliar (AF), massa foliar seca (MSF) e a massa foliar específica (MFE) por parcela. Os traços foliares variaram em AF (entre 37.63 cm² a 70.63cm²), MSF (entre 12.72 g a 82.3 g) e MFE (entre 22.12 g/m² a 155.82 g/m²). No entanto, a análise estatística não revelou diferença significativa entre os traços (p>0.05).

Tabela 5 - Parâmetros analisados nas amostras foliares das 15 parcelas para relacionar com o teor de clorofila.

Parcelas	Zonas	Estrato	AF (cm ²)	MSF (g)	MFE (g m ⁻²)
1	Z1	Recente	50.18	32.64	65.05
2	Z1	Antigo	54.2	12.72	23.47
3	Z1	Intermediário	61.9	13.69	22.12
4	Z2	Recente	47.01	43.14	91.77
5	Z2	Intermediário	51.84	47.47	91.57
6	Z2	Antigo	49.34	53.1	107.62
7	Z3	Recene	NA	NA	NA
8	Z3	Antigo	37.63	55.14	146.53
9	Z3	Intermediário	39.45	61.47	155.82
10	Z4	Recente	45.98	67.47	146.74
11	Z4	Intermediário	42.6	64.85	152.23
12	Z4	Antigo	44.68	63.95	143.13
13	Z5	Recente	54.25	47.01	86.65
14	Z5	Intermediário	70.63	28.29	40.05
15	Z5	Antigo	67.16	82.3	122.54

AF = Área Foliar, MFS = Massa Foliar Seca, MFE = Massa Foliar Específica, cm² = centímetro quadrado, g = grama, m = metro.

3.2 Análise da relação entre os índices de vegetação calculados a partir da imagem WorldView-3 e os teores de clorofila

As bandas Red Edge e NIR1 (Figura 6A e 6B) do satélite WorldView-3 e suas combinações por meio dos índices de vegetação foram utilizadas nas análises realizadas com os índices de vegetação. Isso por apresentar maior sensibilidade com as propriedades biofísicas dos pigmentos de clorofila e com a estrutura interna da folha em *R. mangle*, na Baía do Pontal.

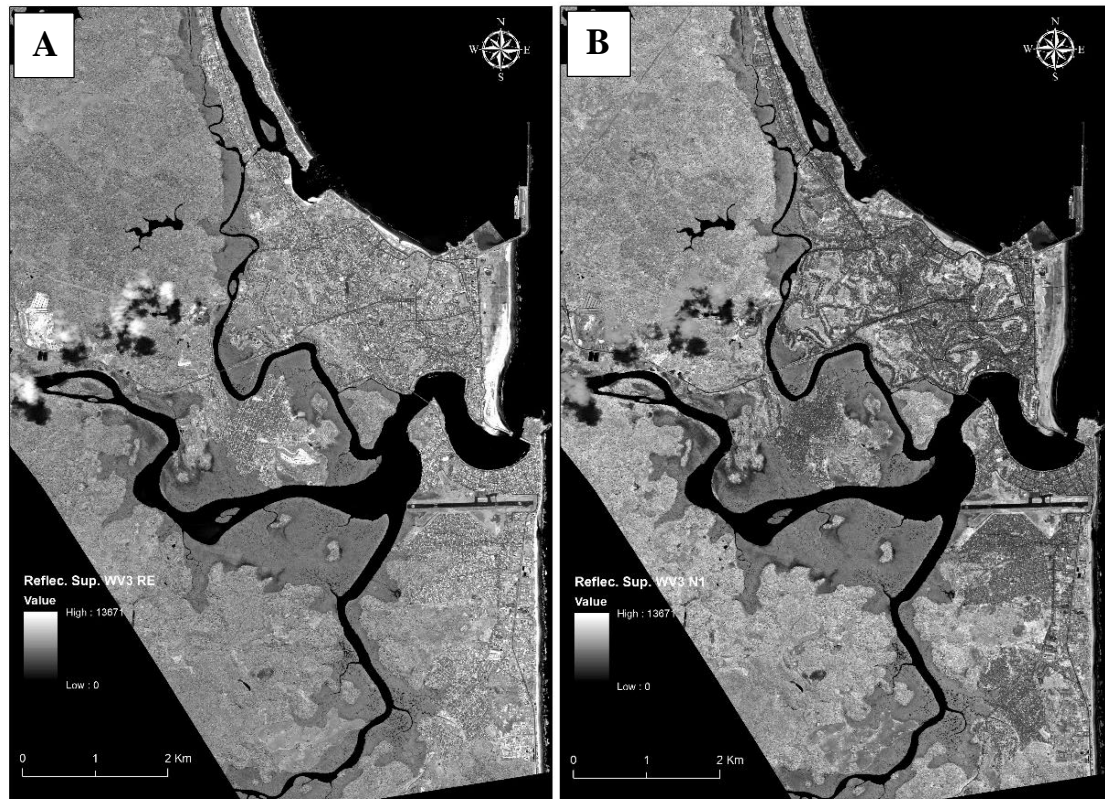


Figura 6. Imagens do satélite WorldView-3 da área de estudo com as bandas espectrais utilizadas nas composições dos índices vegetação. (A) imagem do satélite WorldView-3 com banda Red Edge. (B) imagem do satélite WorldView-3 com banda Infra Red Próximo 1 (NIR1).

As derivadas de primeira ordem e os índices entre o teor de clorofila nas folhas não apresentaram significância ($p > 0.05$), segundo o teste de regressão linear simples realizado pelo OLS. Portanto, optou-se por empregar uma regressão múltipla, empregando duas variáveis explicativas (índices de vegetação) que apresentaram maior R^2 com os teores de clorofila, a qual apresentou significância com base nos testes fornecidos pelo OLS.

Assim, foram realizadas duas regressões múltiplas, utilizando os índices RDVI e PRI, e RDVE e PRI entre o teor médio clorofila nas folhas. O índice RDVI (*Renormalized Difference Vegetation Index*) combina as bandas NIR1 e Red, derivado do NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), adaptado para corrigir a saturação no dossel e linearizar a relação das

propriedades biofísica da vegetação (HABOUDANE et al., 2004). O RDVE proposto nesta pesquisa tem origem do RDVI, mas emprega a banda Red Edge em vez da Red.

Os resultados (Apêndice) obtidos do Fator de Inflação da Variância em ambas as regressões foram menores que 7.5, demonstrando que o intercepto e a inclinação das retas estão adequados para que suas equações possam ser utilizadas como modelos empíricos. Os testes para efetividade do modelo com a Estatística F Conjunta ($p=0.039$) e a de Wald ($p=0.000018$) apresentaram significância utilizando as variáveis explicativas RDVI e PRI. Os resíduos foram homogêneos ($p=0.643$), segundo o teste Jarque-Bera. O modelo apresentou o coeficiente de determinação (R^2) igual a 44%. Quanto à regressão efetuada com os índices RDVE e PRI, foi observado a mesma significância com a Estatística F Conjunta com p-valor igual a 0.046 e a de Wald com p-valor igual a 0.000009, tendo resíduos homogêneos ($p = 0.448$) e R^2 com 42%. Os testes da Estatística F Conjunta e Wald apresentaram a eficiência do modelo, a partir das variáveis explicativas e resposta testadas, expondo que o modelo estabelecido é adequado e que as variáveis se relacionam.

O modelo empírico para realizar o mapeamento do teor de clorofila nas folhas do manguezal na Baía do Pontal, com os índices RDVI e PRI emprega seguinte a fórmula: $y = 188.45PRI + 1.003RDVI + 25.063$. Já para os índices RDVE e PRI o modelo utiliza a fórmula: $y = 120.57PRI + 1.29RDVE + 46.49$.

Após o estabelecimento dos modelos empíricos foram gerados os mapas do teor de clorofila nas folhas (Figuras 7A e 7B). Os mapas apresentam uma variação no teor de clorofila nas folhas entre $20 \mu\text{g cm}^{-2}$ a $100 \mu\text{g cm}^{-2}$. A Figura 8A apresenta o MDE obtido pela plataforma ALOS PALSAR. As zonas que apresentam vegetação mais densa, conforme as imagens históricas estão associadas a árvores mais altas.

Os resultados do LAI variaram entre 0 e 3 (Figura 8B). O LAI foi multiplicado pelos mapas do teor de clorofila nas folhas, (Figura 9A e 9B). Os teores de clorofila no dossel variaram entre $36 \mu\text{g cm}^{-2}$ a $200 \mu\text{g cm}^{-2}$ e os mapas resultantes permitiram observar com mais detalhe a variação espacial do teor de clorofila na escala do ecossistema na Baía do Pontal.

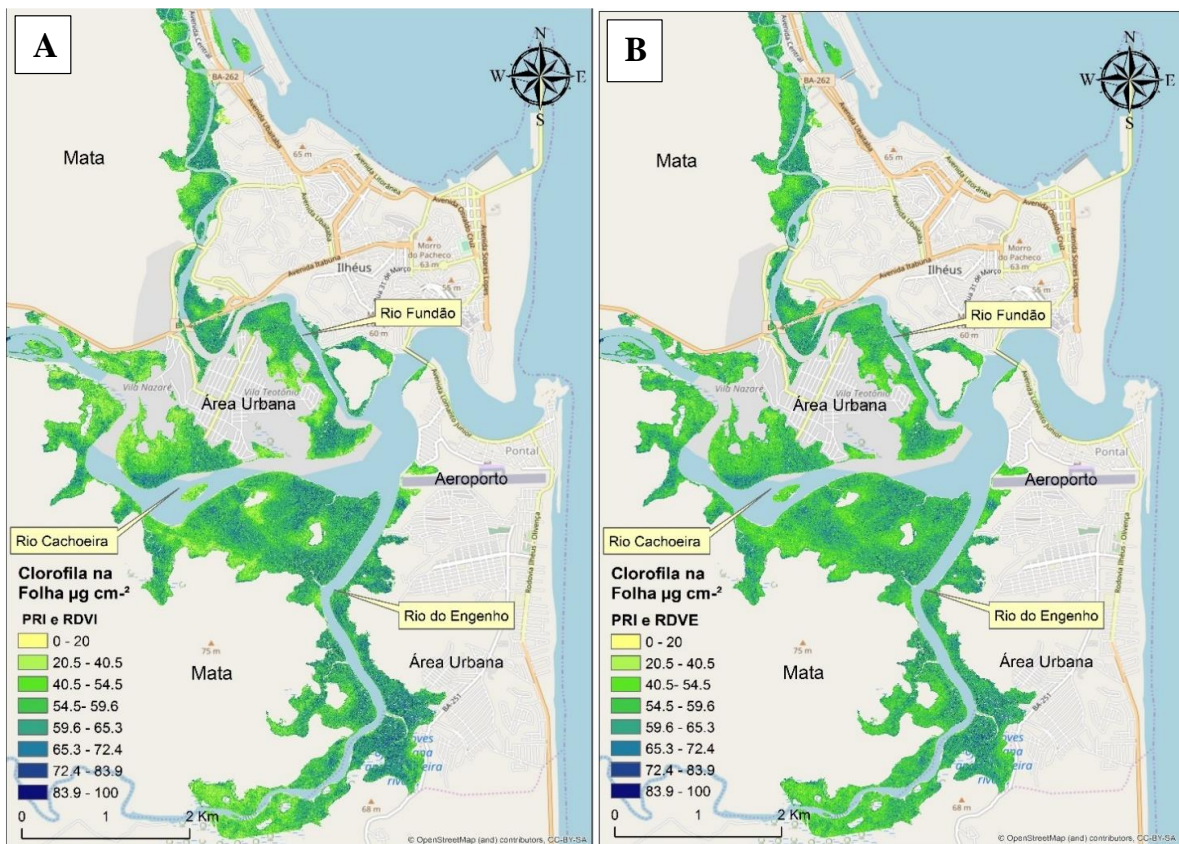


Figura 7. Mapeamento dos teores de clorofila na folha ($\mu\text{g cm}^{-2}$) no manguezal da Baía do Pontal em Ilhéus, Bahia, a partir dos modelos empíricos gerados com a combinação dos índices RDVI e PRI e RDVE e PRI, com a imagem WorldView-3. Os mapas destacam a variação do teor de clorofila na folha extrapolada á nível de ecossistema e a produtividade primária em cada área do manguezal. Na legenda os intervalos de cores indicam a média do teor de clorofila no manguezal, onde menor valor de teor de clorofila é destacado pelas cores amarela e verde claro, e maior o valor do teor de clorofila pela cor azul. (A) mapeamento do teor de clorofila na folha com o RDVI e PRI que obteve coeficiente de determinação 44%. (B) mapeamento do teor de clorofila na folha com o RDVE e PRI que obteve coeficiente de determinação 42%.

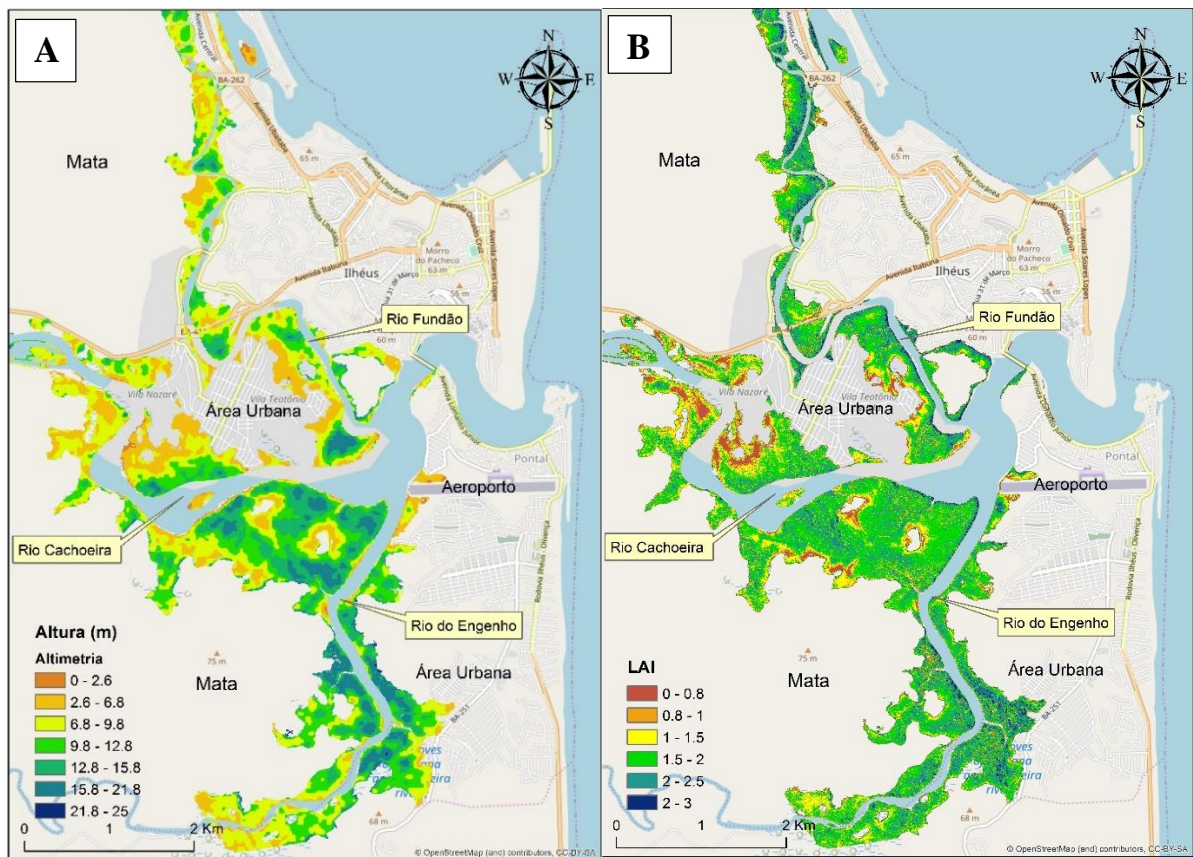


Figura 8. Mapeamento da altimetria da vegetação e do dossel do manguezal da Baía do Pontal, Ilhéus, Bahia. (A) modelo numérico do terreno (MDE), imagem radar da altimetria do manguezal obtida do satélite ALOS. A imagem apresenta uma variação de cores determinadas em intervalos entre o vermelho considerado “ponto quente” com uma vegetação de menor altura, e o azul considerado um “ponto estável” com uma vegetação de altura maior. (B) mapeamento do dossel da vegetação do manguezal com a imagem do satélite WorldView-3, a partir do cálculo do *Leaf Area Index* (LAI) com o índice de vegetação SAVI. O LAI variou entre 0 e 3 com o intervalo de cores estabelecido na imagem.

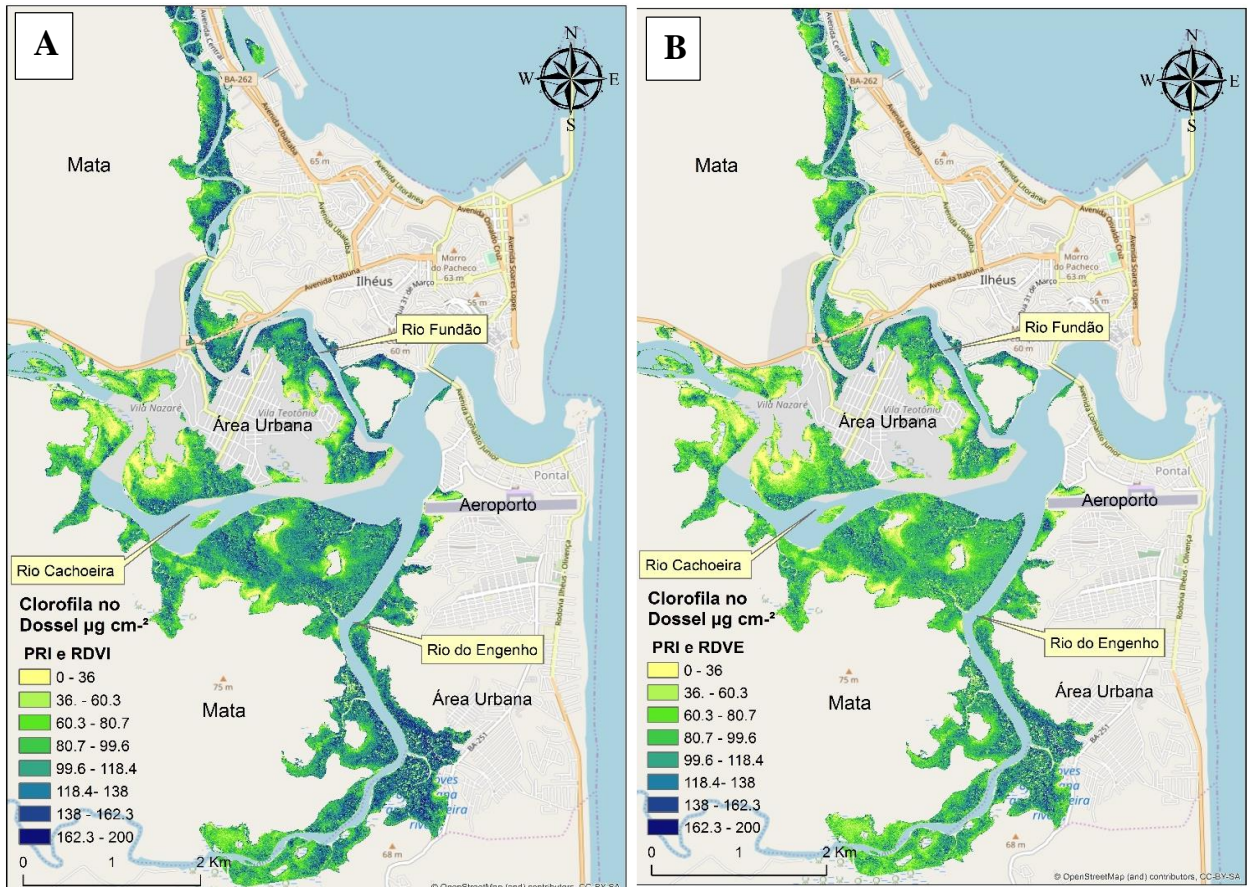


Figura 9. Mapeamento dos teores de clorofila no dossel ($\mu\text{g cm}^{-2}$) das áreas de mangue da Baía do Pontal em Ilhéus, Bahia, a partir do modelo empírico gerado com os índices vegetação RDVI e PRI e RDVE e PRI combinado com a imagem do LAI calculado. O mapa apresenta o manguezal com a variação do teor de clorofila no dossel, extrapolada à nível de ecossistema, apresentando a produtividade primária em cada área do manguezal. Na legenda dos mapas com os intervalos de cores indicam a média do teor de clorofila no manguezal, onde menor teor de clorofila é destacado pelas cores amarela e verde claro, e maior valor do teor de clorofila pela cor azul. (A) mapeamento com os índices RDVI e PRI combinado com a imagem do LAI calculado. (B) mapeamento com os índices RDVE e PRI combinado com a imagem do LAI calculado.

4. DISCUSSÃO

O objetivo dessa pesquisa foi estabelecer um modelo empírico que pudesse gerar mapas do teor de clorofila no dossel do manguezal da Baía do Pontal em Ilhéus, com a finalidade de avaliar a variação espacial da capacidade fotossintética do mangue, a partir de imagens satélites WorldView-3, calibradas com medidas *in situ* com o medidor portátil de clorofila.

Os teores de clorofila obtidos são menores que os apresentados por outros estudos semelhantes (FLORES-DE-SANTIAGO et al., 2013; PASTOR-GUZMAN et al., 2015). Os resultados com a análise de variância (ANOVA bifatorial) não apresentaram diferença significativa entre as zonas e os estratos, mesmo o manguezal estudado se localizando em uma zona impactada (DE SOUZA et al., 2009; SILVA et al., 2017; TAVARES, 2017; TAVARES DE SOUZA et al., 2015). Como a pesquisa realizou a coleta de clorofila apenas em um único

período, não é possível avaliar a variação temporal. Porém, Flores-de-Santiago et al. (2012) realizaram coletas de clorofila em duas estações (seca e chuvosa) e em três tipos de manguezal (condição saudável, alto e anão), demonstrando a variação do teor de clorofila.

Os traços foliares são ótimos indicadores da biologia e fisiologia das folhas, podendo servir como indicadores da atividade fotossintética da planta, uma vez que, maior área e massa foliar indicam melhor crescimento (RODRIGUEZ et al, 2016). As análises dessas variáveis, em conjunto com o teor de clorofila, permitem uma visão mais aprofundada das condições ambientais sob as quais as plantas estão submetidas (REICH et al., 2003). Todavia, nas análises realizadas foram diagnosticados que os valores médios dos traços foliares obtidos não foram significativamente diferentes ($p>0,05$). Alguns estudos indicam que traços foliares em plantas sob condições estressantes, tendem a diminuir a sua área foliar e a condutância estomática (SOBRADO, 2007), as quais estão ligadas a processos fotossintéticos. Naidoo et al. (2002), observaram que o estresse salino influencia as plantas a reduzir sua taxa fotossintética. Arrivabene et al. (2014), ao avaliarem os traços funcionais das espécies *A. shaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle* em três estuários do Espírito Santo, considerados sob estresse ambiental não verificaram diferenças significativas na área foliar analisada. Esses resultados mostram que os traços foliares são importantes nas análises, mas o auxílio de outras técnicas (sensoriamento remoto) nas análises permitem fundamentar com mais veracidade os resultados.

Os índices de vegetação estão relacionados à fração da radiação fotossintética absorvida pelo dossel. Através do modelo de transferência solo-vegetação-superfície, os dados de detecção remota e dos atributos do dossel podem ser modelados, com aplicação de modelos e algoritmos empíricos (GLENN, 2008; PETTORELLI et al., 2005; PORCAR-CASTELL et al., 2014). Segundo Glenn et al. (2008), este modelo possibilita que os índices vegetação quantifiquem o vigor do dossel através da radiação, pois estão ligados aos processos fisiológicos da planta. Contudo, os índices espectrais analisados nas regressões lineares simples, não foram significativos ($p>0,05$), não apresentando relação.

Por outro lado, as regressões múltiplas realizadas apresentaram significância. Darvishzadeh et al. (2008) conseguiram melhorar a relação do LAI (*Leaf Area Index*) estimado em um dossel heterogêneo do Mediterrâneo, utilizaram regressão múltipla. Os autores usaram mais de dois comprimentos de onda (400-2500nm), empregando o método dos mínimos quadrados parciais em dados hiperespectrais. As combinações dos comprimentos de onda dos índices de vegetação que melhor se relacionaram com teor de clorofila, continham as bandas Blue, Green, Red, Red Edge, NIR1. Esses comprimentos estão relacionados com a molécula de clorofila e a atividade fotossintética, sendo que o NIR1 está associado à estrutura interna foliar

(BANNARI et al., 1995; FILELLA et al., 1994; GITELSON et al., 1996; GITELSON et al., 2003; HEENKENDA et al., 2015; LICHTENTHALER, 1987; LICHTENTHALER et al., 1996). As moléculas de clorofila possuem maior absorvência no vermelho. Contudo, algumas pesquisas têm demonstrado que a clorofila possui uma maior sensibilidade em absorver a banda Red Edge (680-750 nm). Com isso, ela é considerada mais eficaz para elaboração de índices de vegetação com a finalidade de analisar a clorofila (FILELLA et al., 1994; FLORES-DE-SANTIAGO et al., 2013; GITELSON et al., 1996, 2003; ZHANG et al., 2012).

As regressões múltiplas combinando os índices RDVI com PRI e RDVE com PRI, obtiveram relações positivas para os coeficientes da equação, intercepto e inclinações das retas. Essas relações positivas demonstram uma relação diretamente proporcional entre o teor de clorofila e a combinação dos índices vegetação. Os resultados também demonstram que a combinação dos índices RDVI e PRI com a clorofila ($R^2 > 44\%$) obteve um coeficiente determinação maior, comparado ao RDVE e PRI ($R^2 > 42\%$) que inclui a banda Red Edge.

Zhang et al. (2012) verificaram em folhas de mangue uma relação alta entre os pigmentos de clorofila e a banda Red Edge em dados hiperespectrais, os quais apresentam bandas mais estreitas. Por outro lado, Heenkenda et al. (2015), empregando imagens WorldView-2 em análises realizadas com índices de diferença normalizada, encontraram correlação significativa entre a clorofila nas folhas de mangue e a banda Red Edge. Porém, esta relação foi negativa, ao contrário do NIR1, que apresentou uma correlação positiva. Contudo, os autores argumentaram que essas bandas são ótimas preditoras para índices derivados de diferença normalizada, como RDVI e RDVE aplicados nesta pesquisa.

Uma das dificuldades das estimativas de clorofila das folhas é tendência de saturação dos índices no dossel, o que dificulta o estabelecimento do modelo empírico. Como os índices testados nas regressões múltiplas possuem bandas espectrais diferentes, de acordo as fontes citadas, a combinação desses índices teve a função de complementação.

O RDVI e RDVE permitem analisar e monitorar a condição e as alterações em resposta ao ambiente (HABOUDANE et al., 2004). Enquanto que, o PRI mensura a reflectância fotoquímica da vegetação, respondendo às mudanças causadas na planta em vista do estresse ambiental. Trata-se de um bom preditor para medir a eficiência do uso radiação fotossintética ativa (GAMON et al., 1997; GARBULSKY et al., 2011; NICHOL et al., 2000, 2006). Autores relatam que o PRI pode ser usado para medir o teor relativo da clorofila, podendo ser aplicado a nível de ecossistema. Além disso, seus valores podem ser indicativos de susceptibilidade à alteração fotossintética na vegetação (GARBULSKY et al., 2011; NICHOL et al., 2006).

O LAI calculado foi empregado para avaliação da clorofila no dossel, pois é um componente de suma relevância para análise de crescimento e indicadores abióticos e bióticos, auxiliando a ter uma análise mais precisa sobre o uso da radiação fotossintética absorvida pela vegetação (ANDRADE et al., 2014; PASTOR-GUZMAN et al., 2015; ZHU et al., 2013). O LAI calculado apresentou um padrão semelhante com o mapa de clorofila nas folhas. Andrade et al. (2014), realizaram análises relacionando o LAI calculado na imagem WorldView-2 a partir do SAVI, com o LAI calculado em campo. Eles adquiriram uma correlação alta ($r = 0.8$), demonstrando a potencialidade do satélite WorldView-2 para estimativa do LAI a partir do índice SAVI.

Devido ao efeito de saturação no dossel em zonas com maior biomassa, a estimativa de clorofila no dossel, efetuado pela multiplicação entre o LAI e o mapa de clorofila nas folhas gerou um panorama mais realista da variabilidade espacial da clorofila a nível de ecossistema. Isso mostrou zonas mais afetadas do manguezal provenientes das consequências do impacto ambiental, que acabam refletindo nos processos fisiológicos. Os mapas de teor de clorofila no dossel (Figura 9A e 9B) apresentam as zonas de transição entre o manguezal e mata, nas quais observa-se os menores teores de clorofila registrados.

Em todos os mapas gerados de clorofila observou-se que as zonas com menor teor de clorofila nas folhas e no dossel, (folhas: $20.5 \mu\text{g cm}^{-2}$ - $40.5 \mu\text{g cm}^{-2}$) e (dossel: $36 \mu\text{g cm}^{-2}$ - $60.3 \mu\text{g cm}^{-2}$) estão relacionadas a uma baixa eficiência do uso da radiação fotossintética, demonstrando que pode existir alguma alteração ambiental capaz de refletir nos processos fotossintéticos do ecossistema. Uma vegetação em condição estressante tende a alterar seu teor de clorofila, o que pode impactar as bandas Green e Red Edge, auxiliando na detecção da variação do teor de clorofila (CURRAN 1983; ROCK et al., 1988; GITELSON, 2005; ZARCO-TEJADA et al., 2000).

Algumas dessas zonas estão localizadas em zonas de transição com a mata. Essas zonas foram observadas também, a partir do MDE indicando um dossel rarefeito e menor densidade de mangue. Tais zonas de transição, podem ser explicadas pelo tipo de solo e tempo de inundação reduzido e incremento da concentração salina no solo em épocas de pouca pluviosidade (HOGARTH, 2015; TWILLEY et al., 2005; 2009). A taxa fotossintética é afetada, em algumas espécies, pela disponibilidade de água. Normalmente, um melhor desempenho é associado à abundância de água fresca (KATHIRESAN et al., 2001). Em contrapartida, a alta concentração salina em certas espécies tende a reduzir a troca de CO_2 , afetando a taxa fotossintética (NAIDOO et al, 2002; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ et al., 2017).

Os mapas (Figura 7A e 7B; Figura 9A e 9B) também apresentam zonas em que a variação entre 20. $\mu\text{g cm}^{-2}$ a 40.5 $\mu\text{g cm}^{-2}$ do teor clorofila nas folhas e variação de 36 $\mu\text{g cm}^{-2}$ a 60.3 $\mu\text{g cm}^{-2}$ de clorofila no dossel, ocorreram em zonas próximas do fluxo de água. Essas zonas foram observadas no rio Cachoeira e próximo à represa do Rio Santana, à jusante. No entanto, os padrões observados nas zonas de transição foram consistentes. O estuário Rio Cachoeira é considerado eutrofizado, apresentando elevados níveis de nutrientes, pois recebem altas taxas de esgotos domésticos e de indústrias, o que é potencialmente capaz de alterar os ciclos biogeoquímicos devido a perda da qualidade da água (DE SOUZA et al., 2009, MARTINS et al., 2009; SANDE et al., 2010). Já as alterações ocorridas no Rio Santana, podem estar associadas ao fato deste ambiente estar localizado próximo aos bairros Nelson Costa e Nossa Senhora da Vitória (urbanizados), regiões que não possuem rede de tratamento de esgoto (FILDEMAN, 2001; SILVA et al., 2017).

De acordo com Tavares (2017) e Tavares de Souza et al. (2015), os rios Santana, Cachoeira e Almada, apresentam altas taxas de metais pesados como cobre, zinco e alumínio. Plantas de manguezal são tolerantes aos altos níveis de nutrientes, acumulando os metais pesados no sistema radicular, agindo como purificante ao filtrar os efluentes (LOVELOCK et al., 2007; REEF et al., 2010). Metais pesados como o cobre, podem ocasionar a redução da atividade fotossintética e limitar o crescimento das árvores (ALONGI, 2017; CHENG et al., 2012; GONZALEZ-MENDOZA et al., 2013; LIU et al., 2009; MACFARLANE et al., 2001; REEF et al., 2010). Esses fatores podem estar influenciando a condição ambiental no ecossistema analisado, refletindo nos teores de clorofila observados no dossel.

Experimentos realizados por Naidoo et al. (2014), demonstraram que tratamentos com as maiores concentrações de metais pesados (0 a 160 $\mu\text{g g}^{-1}$), como cobre, zinco em mudas de *Avicennia marina*, conduziram a redução da troca de CO_2 . Os autores observaram também uma redução da taxa fotossintética, do crescimento e da biomassa total. O que indica que a toxicidade causada por metais pesados, é capaz de impactar as respostas ecofisiológicas da espécie. Rovai et al. (2013) verificaram que o excesso de cobre causa um efeito negativo no ciclo de Calvin e inibe o fotossistema II em *Avicennia*. Os autores observaram também, que a combinação de metais pesados como cobre, zinco e chumbo, aumenta a atividade da peroxidase, que diminui os pigmentos fotossintéticos. Emmanuel et al (2017), observaram na espécie *R. mangle*, que os metais pesados provenientes das indústrias provocaram a redução dos pigmentos de clorofila, da fotossíntese e do crescimento dos indivíduos.

A variabilidade espacial dos índices de vegetação nos mapas gerados, permitiu também observar a variação do teor de clorofila ao longo do espaço no manguezal da Baía do Pontal.

Zonas onde os teores foram elevados foram associadas a uma melhor eficiência fotossintética. Muitas dessas zonas são associadas à vegetação densa, o que foi verificado no MDE e nos mapas de idade do manguezal. Em locais com um manguezal antigo, demarcados por uma tonalidade mais escura (verde-azul), a altura da vegetação é maior. Nessas mesmas zonas o mapa do teor de clorofila nas folhas e no dossel indicaram que a vegetação é densa e apresenta maior vigor, sendo que alguns estudos indicam que a produtividade está correlacionada com a altura (LOVELOCK et al., 2006).

Tais características foram observadas em zonas próximas ao aeroporto, onde o manguezal sofre uma variação de $20.5 \mu\text{g cm}^{-2}$ a $83.9 \mu\text{g cm}^{-2}$ do teor de clorofila na folha e $36 \mu\text{g cm}^{-2}$ a $162.3 \mu\text{g cm}^{-2}$ do teor de clorofila no dossel. E zonas localizadas no Rio Santana à jusante (próximo à represa), houve variação de $59.6 \mu\text{g cm}^{-2}$ a $100 \mu\text{g cm}^{-2}$ de teor de clorofila na folha e $118.4 \mu\text{g cm}^{-2}$ a $200 \mu\text{g cm}^{-2}$ de teor de clorofila no dossel. Essas zonas recebem o aporte de águas dos rios Santana, Cachoeira e Fundão, e influência da dinâmica de maré. Apesar de tais zonas apresentarem maiores teores de clorofila, são marcadas pelo impacto antrópico que configura a zona analisada (DE SOUZA et al., 2009; SILVA et al., 2017; TAVARES, 2017; TAVARES DE SOUZA et al., 2015). Os gêneros *Rhizophora* e *Avicennia* tendem a suportar elevados níveis de nutrientes, expandindo a biomassa, com o crescimento do caule em altura e diâmetro quando expostas a elevados níveis de nitrogênio e fósforo, o que provoca incremento nos pigmentos de clorofila (FELLER et al., 2003; HERTEMAN et al., 2011; LOVELOCK et al., 2006, 2009; SRUTHI et al., 2017, YAN et al., 2017; ZHANG et al., 2017). Mas isso não significa que nessas zonas as árvores não têm seu funcionamento comprometido, isso reflete que essas zonas estão começando a saturar e se tornar semelhantes as com menor teor clorofila. Além disso, foi verificado que em parte dessas zonas a vegetação possui uma estatura pouco elevada, evidenciando um provável sintoma do impacto. Diante disso, o excesso na oferta de nitrogênio e de metais pesados, além de causar eutrofização do rio, acaba afetando o desenvolvimento do ecossistema e afeta seus processos fisiológicos.

5. CONCLUSÕES

A calibração da imagem do satélite WorldView-3 com medidas não-destrutivas do medidor portátil de clorofila permitiu estabelecer o modelo empírico para realizar o mapeamento do teor de clorofila nas folhas e no dossel, no manguezal da Baía do Pontal, Ilhéus. Com base nos modelos empíricos, foi possível avaliar a variação espacial do teor de clorofila do manguezal através do mapeamento da zona estudada. Essa variação é decorrente de fatores

ambientais naturais e antropogênicos. Acredita-se, que as fontes antropogênicas estão causando maior impacto, decorrente dos metais pesados e da oferta de nutrientes dos efluentes domésticos. Zonas próximas a zonas urbanas, como por exemplo, ao sul do Rio do Engenho, apresentaram maiores teores de clorofila. Essa zona foi cruzada com o mapa de altimetria, evidenciando uma altura reduzida da vegetação. Esta característica evidenciada indica que a clorofila no dossel pode estar associada ao aporte de nutrientes, como o nitrogênio, associados a efluentes domésticos.

6. REFERÊNCIAS

- AHMED, N.; GLASER, M. Coastal aquaculture, mangrove deforestation and blue carbon emissions: Is REDD+ a solution?. **Marine Policy**, v. 66, p. 58-66, 2016. Disponível: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308597X16000166>>. Acesso em 28 jan. 2018.
- ALMEIDA, A. O. de et al. Crustáceos decápodos estuarinos de Ilhéus, Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-24, 2006. Disponível: <<http://www.scielo.br/pdf/bn/v6n2/v6n2a23.pdf>>. Acesso em 05 nov. 2015.
- ALONGI, D. M. Micronutrients and mangroves: Experimental evidence for copper limitation. **Limnology and Oceanography**, v. 62, n. 6, p. 2759-2772, 2017.
- ANDRADE, R. G. et al. Agricultura de precisão: resultados de um novo olhar. **Análise espacial do índice de área foliar de pastagens utilizando Crop Circle e imagem WorldView-2**. Embrapa Instrumentação-Livro técnico Brasília, DF: Embrapa, 2014. Disponível: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1002959/1/Agriculturadeprecisao2014.pdf>>. Acesso em 25 jan. 2018.
- ANSELIN, L. Exploring spatial data with GeoDaTM: a workbook. **Urbana**, v. 51, n. 61801, p. 309, 2004. Disponível: <<http://www.csiss.org/clearinghouse/GeoDa/geodaworkbook.pdf>>. Acesso em 07 fev. 2018.
- ARRIVABENE, H. P. et al. Functional traits of selected mangrove species in Brazil as biological indicators of different environmental conditions. **Science of the Total Environment**, v. 476, p. 496-504, 2014.
- BANNARI, A. et al. A review of vegetation indices. **Remote sensing reviews**, v. 13, n. 1-2, p. 95-120, 1995.
- BARBIER, E. B. et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological monographs**, v. 81, n. 2, p. 169-193, 2011. Disponível: <http://leopoldleadership.stanford.edu/sites/default/files/The_Value_of_Estuarine_and_Coastal_Ecosystem_Services_Barbier_et_al%202011.pdf>. Acesso em 08 jan. 2018.
- BAUM, C. F. **An introduction to modern econometrics using Stata**. Stata press, 2006.

BRITO-ROCHA, E. **Métodos e modelos para estimativas da área foliar de espécies arbóreas da Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Botânica). Programa de Pós-graduação em Botânica, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, 2013. 59p.

BOUILLON, S. et al. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 22, n. 2, 2008. Disponível: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2007GB003052/full>>. Acesso em 09 jan. 2018.

CARLSON, T. N.; RIPLEY, D. A. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. **Remote sensing of Environment**, v. 62, n. 3, p. 241-252, 1997. Disponível: <http://cursosihlla.bdh.org.ar/curso%20posgrado-tdi1/3_Bibliografia/1997%20-%20RSE_Pv%20Carlson.pdf>. Acesso em 25 jan. 2018.

CHENG, H. et al. Effects of copper on growth, radial oxygen loss and root permeability of seedlings of the mangroves *Bruguiera gymnorrhiza* and *Rhizophora stylosa*. **Plant and soil**, v. 359, n. 1-2, p. 255-266, 2012. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-012-1171-1>>. Acesso em 19 fev. 2018.

CHUMNEY, E. C.G. **Methods and designs for outcomes research**. ASHP, 2006.

CONNELLY, X. M. The Use of a chlorophyll meter (SPAD-502) for field determinations of red mangrove (*Rhizophora Mangle* L.) leaf chlorophyll amount. **NASA Univ. Res. Cent. Tech. Adv. Educ. Aeronaut. Space Auton. Earth Environ**, 1, 187-190, 1997.

COUTINHO, M. A. N. et al. Análise comparativa dos índices de vegetação NDVI, SAVI, RATIO E IAF para identificação de queimadas. **Caderno de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 1, p. 70-81, 2016. Disponível: <<https://seer.lcc.ufmg.br/index.php/ccaufmg/article/download/1181/1372>>. Acesso em 26 jan. 2018.

CURRAN, P. J. Estimating green LAI from multispectral aerial-photography, Photogramm. Eng. **Rem. S**, v. 49, p. 1709-1720 1983.

DAHDOUH-GUEBAS, F. The use of remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystems. **Environment, development and sustainability**, v. 4, n. 2, p. 93-112, 2002. Disponível: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023%2FA%3A1020887204285.pdf>>. Acesso em 20 jan. 2018.

DARVISHZADEH, R. et al. LAI and chlorophyll estimation for a heterogeneous grassland using hyperspectral measurements. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 63, n. 4, p. 409-426, 2008.

DATT, B. Remote sensing of chlorophyll a, chlorophyll b, chlorophyll a+ b, and total carotenoid content in eucalyptus leaves. **Remote Sensing of Environment**, v. 66, n. 2, p. 111-121, 1998.

DE SOUZA, M. F. L. et al. Distribuição de nutrientes dissolvidos e clorofila-a no Estuário do Rio Cachoeira, Nordeste do Brasil. **Atlântica (Rio Grande)**, v. 31, n. 1, p. 107-121, 2011. Disponível: < <http://www.seer.furg.br/atlantica/article/view/1537>>. Acesso em 18 fev. 2018.

DÍAZ, S. et al. Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS biology**, v. 4, n. 8, p. e277, 2006. Disponível: <<http://journals.plos.org/plosbiology/article?id=10.1371/journal.pbio.0040277>>. Acesso em 08 jan. 2018.

DONATO, D. C. et al. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature geoscience**, v. 4, n. 5, p. 293-297, 2011. Disponível: <http://www.mangroverestoration.com/pdfs/Donato.etal_2011_NatureGeo_MangroveCarbonStorage.pdf>. Acesso em 08 jan. 2018.

EMMANUEL, I.; ALAM, A.; ABIODUN, A. Responses of *Rhizophora mangle* L. to effluents from textile Industry in Kano, Nigeria. **Plant Science Today**, v. 4, n. 4, p. 202-208, 2017.

ERDAS, E. I.; IMAGINE. **Advantage are registered trademarks of Intergraph Corporation**, P.O. Box 240000, Huntsville, AL35813, USA.

EWEL, K.; TWILLEY, R.; ONG, J. I. N. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. **Global Ecology & Biogeography Letters**, v. 7, n. 1, p. 83-94, 1998.

FELLER, I. C. et al. Nitrogen limitation of growth and nutrient dynamics in a disturbed mangrove forest, Indian River Lagoon, Florida. **Oecologia**, v. 134, n. 3, p. 405-414, 2003. Disponível: < <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-002-1117-z>>. Acesso em 18 fev. 2018.

FIDELMAN, P. I. J. Manguezais do rio Santana, Ilhéus, Bahia: caracterização do sistema. **Revista de Estudos Ambientais (ISSN: 1983-1501)**, v. 3, n. 1, p. 86-94, 2001. Disponível: < <http://pedrofidelman.com/pdf/Fidelman.2001.REA.pdf>>. Acesso em 01 jul. 2017.

FILELLA, I.; PENUELAS, J. The red edge position and shape as indicators of plant chlorophyll content, biomass and hydric status. **International Journal of Remote Sensing**, v. 15, n. 7, p. 1459-1470, 1994. Disponível: < http://www.creaf.uab.es/Global-Ecology/Pdfs_UEG/IJRemSens1994.pdf>. Acesso em 09 jan. 2018.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision-making. **Ecological economics**, v. 68, n. 3, p. 643-653, 2009. Disponível: <<https://www.econstor.eu/bitstream/10419/80264/1/571829937.pdf>>. Acesso em 09 jan. 2018.

FONSECA, S. de M. et al. Reflorestamento de manguezais e o valor de resgate para o seqüestro de carbono atmosférico. **História, Ciências, Saúde** — Manguinhos, Rio de Janeiro, vol. 10(3):1071-81, set-dez. 2003. Disponível: <<http://www.scielo.br/pdf/hcsm/v10n3/19313.pdf>>. Acesso em 03 nov. 2015.

FLORES-DE-SANTIAGO, F.; KOVACS, J.M.; FLORES-VERDUGO, F. Seasonal changes in leaf chlorophyll a content and morphology in a sub-tropical mangrove forest of the Mexican Pacific. **Marine Ecology Progress Series**, v. 444, p. 57-68, 2012. Disponível: <http://www.int-res.com/articles/meps_oa/m444p057.pdf>. Acesso em 13 fev. 2018.

FLORES-DE-SANTIAGO, F.; KOVACS, J.M.; FLORES-VERDUGO, F. The influence of seasonality in estimating mangrove leaf chlorophyll-a content from hyperspectral data. **Wetlands ecology and management**, v. 21, n. 3, p. 193-207, 2013. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11273-013-9290-x>>. Acesso em 16 jan. 2018.

FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. s. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, 19(4):520-540, 2012. Disponível: <<http://www.sifloresta.ufv.br/handle/123456789/17564>>. Acesso em 06 jun. 2017.

GAMON, J.; SERRANO, L.; SURFUS, J. S. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. **Oecologia**, v. 112, n. 4, p. 492-501, 1997. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s004420050337>>. Acesso em 14 fev. 2018.

GARBULSKY, M. F. et al. The photochemical reflectance index (PRI) and the remote sensing of leaf, canopy and ecosystem radiation use efficiencies: A review and meta-analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 2, p. 281-297, 2011. Disponível: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425710002634>>. Acesso em 14 fev. 2018.

GITELSON, A. A.; MERZLYAK, M. N.; LICHTENTHALER, H. K. Detection of red edge position and chlorophyll content by reflectance measurements near 700 nm. **Journal of Plant Physiology**, v. 148, n. 3-4, p. 501-508, 1996.

GITELSON, A. A.; GRITZ, Y.; MERZLYAK, M. N. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. **Journal of plant physiology**, v. 160, n. 3, p. 271-282, 2003.

GITELSON, A. A. et al. Remote estimation of canopy chlorophyll content in crops. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 8, 2005. Disponível: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2005GL022688/full/>>. Acesso em 16 fev. 2018.

GLENN, E. P. et al. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: what vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. **Sensors**, v. 8, n. 4, p. 2136-2160, 2008. Disponível: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3673410/>>. Acesso em 10 jan. 2018.

GONZALEZ-MENDOZA, D. et al. Copper stress on photosynthesis of black mangle (*Avicennia germinans*). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 2, p. 665-670, 2013. Disponível: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0001-37652013000200665&script=sci_arttext/>. Acesso em 20 fev. 2018.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed Editora, 2011.

GRIBBON, K. T.; BAILEY, D. G. A novel approach to real-time bilinear interpolation. In: **Electronic Design, Test and Applications, Proceedings**. Second IEEE International Workshop on. IEEE, 2004. p. 126-131. DELTA 2004. Disponível: <<http://ai2-s2-pdfs.s3.amazonaws.com/d385/c9ff29ac9f09ed20ffaef8b44360bd17128d.pdf>>. Acesso em 17 jan. 2018.

HEDLEY, J. D. et al. Remote sensing of coral reefs for monitoring and management: a review. **Remote Sensing**, v. 8, n. 2, p. 118, 2016. Disponível: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/8/2/118/pdf>>. Acesso em 20 jan. 2018.

HEENKENDA, M.K. et al. Mangrove species identification: Comparing WorldView-2 with aerial photographs. **Remote Sensing**, v. 6, n. 7, p. 6064-6088, 2014. Disponível: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/6/7/6064/htm>>. Acesso em 29 jan. 2018.

HEENKENDA, M. K. et al. Quantifying mangrove chlorophyll from high spatial resolution imagery. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 108, p. 234-244, 2015. Disponível: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092427161500194X>>. Acesso em 07 jan. 2018.

HERTEMAN, M.; FROMARD, F.; LAMBS, L. Effects of pretreated domestic wastewater supplies on leaf pigment content, photosynthesis rate and growth of mangrove trees: a field study from Mayotte Island, SW Indian Ocean. **Ecological engineering**, v. 37, n. 9, p. 1283-1291, 2011.

HOGARTH, P. J. **The biology of mangroves and seagrasses**. Oxford University Press, 2015.

HABOUDANE, D. et al. Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture. **Remote sensing of environment**, v. 90, n. 3, p. 337-352, 2004.

HOWARD, J., et al. Coastal Blue Carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. **Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature**. Arlington, Virginia, USA, 2014.

HUSSAIN, S. A.; BADOLA, R. Valuing mangrove benefits: contribution of mangrove forests to local livelihoods in Bhitarkanika Conservation Area, East Coast of India. **Wetlands Ecology and Management**, v. 18, n. 3, p. 321-331, 2010. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11273-009-9173-3>>. Acesso em 06 jan. 2018.

KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B. L. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. **Advances in marine biology**, v. 40, p. 81-251, 2001.

KAUFMAN, Y. J. et al. Passive remote sensing of tropospheric aerosol and atmospheric correction for the aerosol effect. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 102, n. D14, p. 16815-16830, 1997.

KUENZER, C.; TUAN, V. Q. Assessing the ecosystem services value of Can Gio mangrove biosphere reserve: combining earth-observation-and household-survey-based

analyses. **Applied Geography**, v. 45, p. 167-184, 2013.

LAYKE, C. et al. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. **Ecological Indicators**, v. 17, p. 77-87, 2012.

Disponível:

<<http://esanalysis.colmex.mx/Sorted%20Papers/2012/2012%20GBR%20USA%20-3F%20Phys.pdf>>. Acesso em 08 jan. 2018.

LI, D. et al. Object-based urban tree species classification using bi-temporal WorldView-2 and WorldView-3 images. **Remote Sensing**, v. 7, n. 12, p. 16917-16937, 2015. Disponível: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/7/12/15861htm>>. Acesso em 28 jan. 2018.

LIAO, T. F. Comparing social groups: Wald statistics for testing equality among multiple logit models. **International journal of comparative sociology**, v. 45, n. 1-2, p. 3-16, 2004. Disponível: <<http://www.academia.edu/download/36818040/IJCS04.pdf>>. Acesso em 07 fev. 2018.

LICHTENTHALER, H. K. [34] Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic biomembranes. In: **Methods in enzymology**. Academic Press, 1987. p. 350-382. Disponível: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0076687987480361>>. Acesso em 08 jan. 2018.

LICHTENTHALER, H. K.; GITELSON, A.; LANG, M. Non-destructive determination of chlorophyll content of leaves of a green and an aurea mutant of tobacco by reflectance measurements. **Journal of Plant Physiology**, v. 148, n. 3-4, p. 483-493, 1996. Disponível: <http://www.academia.edu/download/30403511/34_jpp_1996_tobacco_chl._determination_via_leaf_refl.pdf>. Acesso em 08 jan. 2018.

LIU, Y. et al. Mixed heavy metals tolerance and radial oxygen loss in mangrove seedlings. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 12, p. 1843-1849, 2009.

LIU, W.T. H. **Aplicações de sensoriamento remoto**. Oficina de Textos, 2006.

LOCATELLI, T. et al. Turning the tide: how blue carbon and payments for ecosystem services (PES) might help save mangrove forests. **Ambio**, v. 43, n. 8, p. 981-995, 2014. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-014-0530-y>>. Acesso em 10 fev. 2018.

LOGAN, M. Biostatistical design and analysis using R: **a practical guide**. Wiley, Oxford, 2010.

LOVELOCK, C. E. et al. Linking physiological processes with mangrove forest structure: phosphorus deficiency limits canopy development, hydraulic conductivity and photosynthetic carbon gain in dwarf *Rhizophora mangle*. **Plant, cell & environment**, v. 29, n. 5, p. 793-802, 2006. Disponível: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-3040.2005.01446.x/full>>. Acesso em 18 fev. 2018.

LOVELOCK, C. E. et al. Mangrove growth in New Zealand estuaries: the role of nutrient enrichment at sites with contrasting rates of sedimentation. **Oecologia**, v. 153, n. 3, p. 633-641, 2007.

LOVELOCK, C. E. et al. Nutrient enrichment increases mortality of mangroves. **PLoS One**, v. 4, n. 5, p. e5600, 2009. Disponível: <<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0005600>>. Acesso em 18 fev. 2018.

LÜCK-VOGEL, M. Recent developments in remote sensing for coastal and marine applications. BARTLETT, D.; CELLIERS, L. (Ed). **Geoinformatics for Marine and Coastal Management**, CRC Press, p. 73, 2016.

MACDONNELL, C. P. et al. Nutrient concentrations in tidal creeks as in http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p0606.pdf indicators of the water quality role of mangrove wetlands in Southwest Florida. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 316-326, 2017.

MACFARLANE, G. R.; BURCHETT, M. D. Photosynthetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. **Marine pollution bulletin**, v. 42, n. 3, p. 233-240, 2001.

MACHADO, C. C. C. et al. Estimativa do Índice de Área Foliar no Parque Nacional do Catimbau (PE-Brasil) e sua comparação com medições de campo usando o LAI-2200. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, INPE, Foz do Iguaçu-PR, Brasil**, 2013. Disponível: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p0606.pdf>>. Acesso em 26 jan. 2018.

MAGRIS, R. A.; BARRETO, Rl. Mapping and assessment of protection of mangrove habitats in Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 4, p. 546-56, 2010. Disponível: < [http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5\(4\)_546-556.pdf](http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5(4)_546-556.pdf)>. Acesso em 20 jan. 2018.

MALAHLELA, O.; CHO, M. A.; MUTANGA, O. Mapping canopy gaps in an indigenous subtropical coastal forest using high-resolution WorldView-2 data. **International journal of remote sensing**, v. 35, n. 17, p. 6397-6417, 2014.

MARIANO, C. S. F. et al. As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 5, p. 602-615, 2006.

MARTINS, P. T. A.; WANDERLEY, L. L. Dinâmica de ocupação espacial de áreas contíguas (período 1987-2008) e sua relação com tensores de origem antrópica no manguezal do Rio Cachoeira, Ilhéus, Bahia. **Sociedade & Natureza**, p. 77-89, 2009. Disponível: < <http://www.scielo.br/pdf/sn/v21n2/a06v21n2>>. Acesso em 18 fev. 2018.

MARTINS, P. T. A.; COUTO, E.C. G.; DELABIE, J. H. C et al. Fitossociologia e estrutura vegetal do Manguezal do rio Cururupe (Ilhéus, Bahia, Brasil). **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 11, n. 2, p. 163-169, 2011. Disponível: <http://www.academia.edu/download/31050358/martins_et2011.pdf>. Acesso em 05 nov. 2015.

MENESES, P. R. et al. Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto. Brasília: **UnB/CNPq, cap**, v. 12, 2012. Disponível:

<<http://www.cnpq.br/documents/10157/56b578c4-0fd5-4b9f-b82a-e9693e4f69d8>>. Acesso em 03 nov. 2015.

MIELKE, M. S.; SCHAFFER, B.; LI, C. Use of a SPAD meter to estimate chlorophyll content in *Eugenia uniflora* L. leaves as affected by contrasting light environments and soil flooding. **Photosynthetica**, v. 48, n. 3, p. 332-338, 2010.

MOUTINHO, L.; HUTCHESON, G.D. **The SAGE dictionary of quantitative management research**. Sage, 2011.

MUMBY, P.; EDWARDS, A. Remote sensing objectives of coastal managers. **Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management, Coastal Management Sourcebooks**, v. 3, p. 31-40, 2000.

NAIDOO, G.; TUFFERS, A. V.; VON WILLERT, D. J. Changes in gas exchange and chlorophyll fluorescence characteristics of two mangroves and a mangrove associate in response to salinity in the natural environment. **Trees**, v. 16, n. 2-3, p. 140-146, 2002.

NAIDOO, G.; HIRALAL, T.; NAIDOO, Y. Ecophysiological responses of the mangrove *Avicennia marina* to trace metal contamination. **Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 209, n. 1, p. 63-72, 2014. Disponível: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S036725301300131X>>. Acesso em 18 fev. 2018.

NICHOL, C. J. et al. Remote sensing of photosynthetic-light-use efficiency of boreal forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 101, n. 2-3, p. 131-142, 2000.

NICHOL, C. J. et al. Assessing photosynthetic efficiency in an experimental mangrove canopy using remote sensing and chlorophyll fluorescence. **Trees**, v. 20, n. 1, p. 9, 2006. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-005-0005-7>>. Acesso em 14 fev. 2018.

PASTOR-GUZMAN, J. et al. Spatiotemporal Variation in Mangrove Chlorophyll Concentration Using Landsat 8. **Remote Sensing**, v. 7, n. 11, p. 14530-14558, 2015. Disponível: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/7/11/14530/htm>>. Acesso em 03 nov. 2015.

PESTANA, D. F. et al. The influence of crab burrows on sediment salinity in a *Rhizophora*-dominated mangrove forest in North Brazil during the dry season. **Hydrobiologia**, v. 803, n. 1, p. 295-305, 2017. Disponível: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-017-3282-4>>. Acesso em 07 jan. 2018.

PETTORELLI, N. et al. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. **Trends in ecology & evolution**, v. 20, n. 9, p. 503-510, 2005.

PIMENTA, M. L. F. et al. Estudo das incertezas da definição de parâmetros no processo de correção atmosférica. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, INPE, Foz do Iguaçu-PR, Brasil**, 2013. Disponível: <<http://marte2.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte2/2013/05.29.00.18.08/doc/p1019.pdf>>. Acesso em 17 jan. 2018.

- PORCAR-CASTELL, A. et al. Linking chlorophyll a fluorescence to photosynthesis for remote sensing applications: mechanisms and challenges. **Journal of experimental botany**, v. 65, n. 15, p. 4065-4095, 2014.
- REEF, R.; FELLER, I. C.; LOVELOCK, C. E. Nutrition of mangroves. **Tree Physiology**, v. 30, n. 9, p. 1148-1160, 2010. Disponível: < <https://link.springer.com/10.1007/s00442-007-0750-y>>. Acesso em 18 fev. 2018.
- REICH, P. B. et al. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. **International Journal of Plant Sciences**, v. 164, n. S3, p. S143-S164, 2003.
- RICHARDSON, A. D.; DUIGAN, S. P.; BERLYN, G. P. An evaluation of noninvasive methods to estimate foliar chlorophyll content. **New phytologist**, v. 153, n. 1, p. 185-194, 2002. Disponível:< <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.0028-646X.2001.00289.x/full>>. Acesso em 05 jan. 2018.
- RODRIGUEZ, H. G.; MAITI, R.; KUMARI, C. A. Biodiversity of Leaf Traits in Woody Plant Species in Northeastern Mexico: A Synthesis. **Forest Res** 5:169, 2016. Disponível: <https://www.omicsonline.org/open-access/biodiversity-of-leaf-traits-in-woody-plant-species-in-northeasternmexico-a-synthesis-2168-9776-1000169.php?aid=70924>>. Acesso em 10 fev. 2018.
- RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, J. A. et al. Functional Traits of Leaves and Forest Structure of Neotropical Mangroves Under Different Salinity and Nitrogen Regimes. **Flora**, 2017.
- RODY, Y. P. et al. Estimates of the leaf area index (LAI) using LAI-2000 and hemispherical photos in Eucalyptus plantations. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 4, p. 925-934, 2014. Disponível: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-50982014000400925&script=sci_arttext>. Acesso em 25 jan. 2018.
- ROCK, B. N.; HOSHIZAKI, T.; MILLER, J. R. Comparison of in situ and airborne spectral measurements of the blue shift associated with forest decline. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, n. 1, p. 109-127, 1988.
- ROVAI, A. S. et al. Photosynthetic performance of restored and natural mangroves under different environmental constraints. **Environmental pollution**, v. 181, p. 233-241, 2013.
- SANDE, D. et al. Prospecção de moluscos bivalves no estudo da poluição dos rios Cachoeira e Santana em Ilhéus, Bahia, Brasil. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, v. 47, n. 3, p. 190-196, 2010. Disponível: <<http://www.revistas.usp.br/bjvras/article/view/26854/28637>>. Acesso em 18 fev. 2018
- SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Mangrove conservation: a global perspective. **Biodiversity and conservation**, v. 21, n. 14, p. 3523-3542, 2012. Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-012-0388-x>>. Acesso em 06 jan. 2018.
- SANTOS, L. C. M. et al. Socio-ecological assessment for environmental planning in coastal fishery areas: A case study in Brazilian mangroves. **Ocean & Coastal Management**, v. 138, p. 60-69, 2017. Disponível:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569117300285>>. Acesso em 07 jan. 2018.

SCALES, I. R. et al. Rural livelihoods and mangrove degradation in south-west Madagascar: lime production as an emerging threat. **Oryx**, p. 1-5, 2017.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 3, n. 4, p. 561-570, 2000. Disponível: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/14634980008650693>>. Acesso em 03 nov. 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, CC; CINTRÓN, G. Monitoramento do ecossistema manguezal: estrutura e características funcionais. In: **TURRA, A.**, and **DENADAI, MR.**, orgs. Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015, pp. 62-80. ISBN 978-85-98729-25-1. Disponível: <<http://books.scielo.org/id/x49kz/pdf/turra-9788598729251-05.pdf>>. Acesso em 03 jul. 2017.

SCHLICHTING, A. F. et al. Efficiency of portable chlorophyll meters in assessing the nutritional status of wheat plants. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 12, p. 1148-1151, 2015. Disponível: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1415-43662015001201148&script=sci_arttext>. Acesso em 07 jan. 2018.

SILVA, D. V. et al. Calibration of a multi-species model for chlorophyll estimation in seedlings of Neotropical tree species using hand-held leaf absorbance meters and spectral reflectance. **iForest-Biogeosciences and Forestry**, v. 9, n. 5, p. 829, 2016. Disponível: <<http://www.sisef.it/forest/pdf/?id=ifor1785-009>>. Acesso em 03 jul. 2017.

SILVA, P.F.; BAITZ, E. O. F. Análise de riscos e/ou acidentes na área urbana de Ilhéus-Bahia. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, v. 1, n. 2017, p. 3722-3734, 2017. Disponível: <<http://ocs.ige.unicamp.br/ojs/sbgfa/article/view/1879/1909>>. Acesso 13 fev. 2018.

SOARES, F. S. et al. Análise comparativa da correção atmosférica de imagem do Landsat 8: o uso do 6S e do ATCOR2. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, INPE, João Pessoa-PB, Brasil**, v. 25, 2015. Disponível: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0358.pdf>>. Acesso em 17 jan. 2018.

SOBRADO, M. A. Relationship of water transport to anatomical features in the mangrove *Laguncularia racemosa* grown under contrasting salinities. **New Phytologist**, v. 173, n. 3, p. 584-591, 2007. Disponível: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2006.01927.x/full>>. Acesso em 10 fev. 2018.

SOUSA, G. M.; ANTUNES, M. A. H. Correção atmosférica de imagens AVNIR-2/ALOS com o modelo 6S no Parque Nacional do Itatiaia. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, INPE, Foz do Iguaçu-PR, Brasil**, 2013. Disponível: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p0533.pdf>>. Acesso em 17 jan. 2018.

SRUTHI, P.; SHACKIRA, A. M.; PUTHUR, J. T. Heavy metal detoxification mechanisms in halophytes: an overview. **Wetlands Ecology and Management**, v. 25, n. 2, p. 129-148, 2017.

Disponível: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11273-016-9513-z>>. Acesso em 18 jan. 2018.

TAVARES DE SOUZA, J. M. et al. Ocorrência De Metais Nos Sedimentos Marinheiros Da Plataforma Continental Entre Itacaré E Olivença-Bahia. **Geochimica Brasiliensis**, v. 28, n. 2, p. 161, 2015. Disponível: <<http://geobrasiliensis.org.br/ojs/index.php/geobrasiliensis/article/view/400>>. Acesso em 18 fev. 2018.

TAVARES, J. M. **Metais nos sedimentos superficiais da plataforma continental entre Itacaré e Olivença, Sul da Bahia, Brasil**. 2017. Tese (Doutorado em Geologia). Programa de Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador -BA. Disponível: <<https://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/23376>>. Acesso em 18 fev. 2018.

TEOH, C. C. et al. Prediction of SPAD chlorophyll meter readings using remote sensing technique. **J. Trop. Agric. Food Sci**, v. 40, n. 1, p. 127-136, 2012. Disponível: <<http://rac1.mardi.gov.my/jtafs/40-1/Remote%20sensing.pdf>>. Acesso em 05 nov. 2015.

THIAM, A; EASTMAN, J. R. IDRISI Kilimanjaro: guide to GIS and image processing. **Vegetation Indices**. 2003.

THOMAS, N. et al. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. **PloS one**, v. 12, n. 6, p. e0179302, 2017. Disponível: <<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0179302>>. Acesso em 28 jan. 2018.

TWILLEY, R. R.; RIVERA-MONROY, V. H. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. **Journal of Coastal Research**, p. 79-93, 2005.

TWILLEY, R. R.; RIVERA-MONROY, V. H. Ecogeomorphic models of nutrient biogeochemistry for mangrove wetlands. **Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach**. Elsevier, Amsterdam, v. 641, 2009

VO, Q. T. et al. Review of valuation methods for mangrove ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 431-446, 2012. Disponível: <http://www.academia.edu/download/36137485/Vo_et_al_Review_of_valuation_methods_for_mangrove_ecosystem_services.pdf>. Acesso em 08 jan. 2018

VICHARNAKORN, P. et al. Carbon stock assessment using remote sensing and forest inventory data in Savannakhet, Lao PDR. **Remote Sensing**, v. 6, n. 6, p. 5452-5479, 2014. Disponível: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/6/6/5452/htm>>. Acesso em 10 fev. 2017.

WANG, A. P. Correction of atmospheric effects on remote sensing (new mathematical models and approximation solutions). **Mathematical Modelling**, v. 9, n. 2, p. 117-124, 1987. Disponível: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0270025587905203>>. Acesso em 17 jan. 2018.

WANG, T. et al. Textural–spectral feature-based species classification of mangroves in Mai Po Nature Reserve from Worldview-3 imagery. **Remote Sensing**, v. 8, n. 1, p. 24, 2015.

Disponível: < <http://www.mdpi.com/2072-4292/8/1/24/htm>. >. Acesso em 28 jan. 2018.

WU, C. et al. Estimating chlorophyll content from hyperspectral vegetation indices: Modeling and validation. **Agricultural and forest meteorology**, v. 148, n. 8, p. 1230-1241, 2008.

Disponível:

<<http://image.sciencenet.cn/olddata/kexue.com.cn/upload/blog/file/2010/3/2010313221257808433.pdf>>. Acesso em 10 jan. 2018.

WULDER, M. A. et al. High spatial resolution remotely sensed data for ecosystem characterization. **AIBS Bulletin**, v. 54, n. 6, p. 511-521, 2004. Disponível:

<<https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/54/6/511/294008>>. Acesso em 21 jan. 2018.

XUE, J.; SU, B. Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. **Journal of Sensors**, v. 2017, 2017. Disponível:

<<http://downloads.hindawi.com/journals/js/2017/1353691.pdf>>. Acesso em 12 jan. 2018.

YAN, Z. et al. Accumulation and Tolerance of Mangroves to Heavy Metals: a Review. **Current Pollution Reports**, v. 3, n. 4, p. 302-317, 2017.

ZARCO-TEJADA, P. J. et al. Scaling-up and model inversion methods with narrowband optical indices for chlorophyll content estimation in closed forest canopies with hyperspectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 39, n. 7, p. 1491-1507, 2001.

ZHANG, C. et al. Spectral response to varying levels of leaf pigments collected from a degraded mangrove forest. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 6, n. 1, p. 063501, 2012.

Disponível: <<https://www.spiedigitallibrary.org/journals/Journal-of-Applied-Remote-Sensing/volume-6/issue-1/063501/Spectral-response-to-varying-levels-of-leaf-pigments-collected-from/10.1117/1.JRS.6.063501.short>>. Acesso em 01 fev. 2018.

ZHANG, C. et al. Separating Mangrove Species and Conditions Using Laboratory Hyperspectral Data: A Case Study of a Degraded Mangrove Forest of the Mexican Pacific. **Remote Sensing**, v. 6, n. 12, p. 11673-11688, 2014. Disponível:

<<http://www.mdpi.com/2072-4292/6/12/11673/htm>>. Acesso em 03 nov. 2015.

ZHANG, J. et al. Identification of heavy metal pollutant tolerance-associated genes in *Avicennia marina* (Forsk.) by suppression subtractive hybridization. **Marine pollution bulletin**, v. 119, n. 1, p. 81-91, 2017.

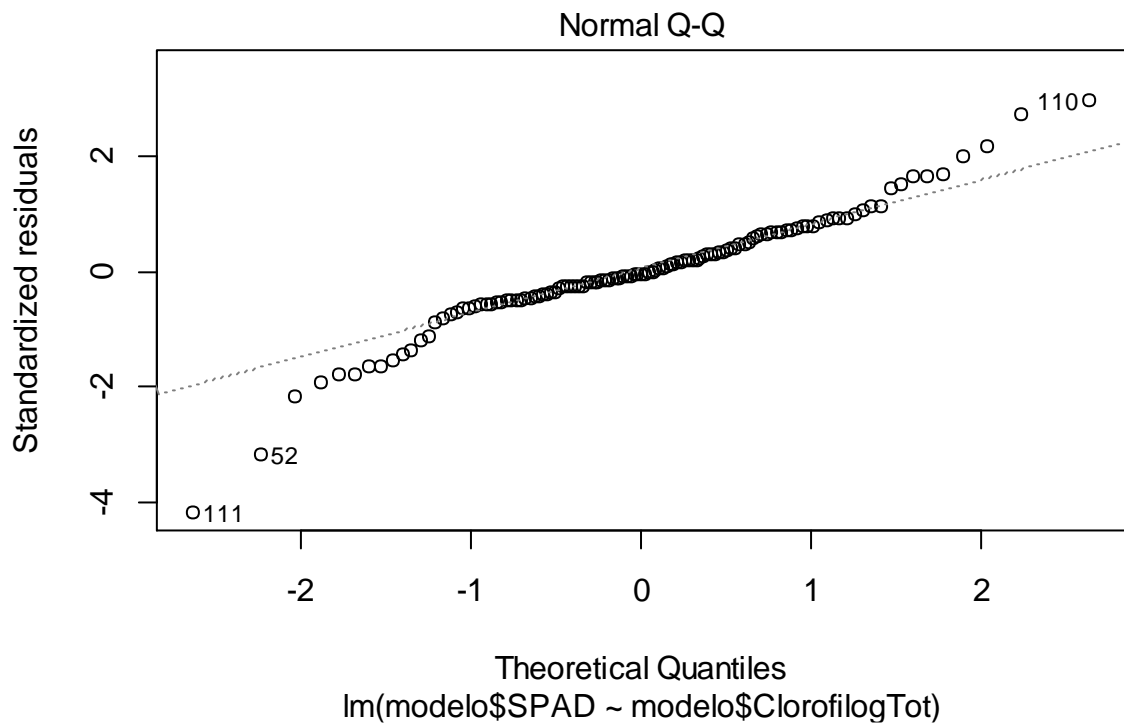
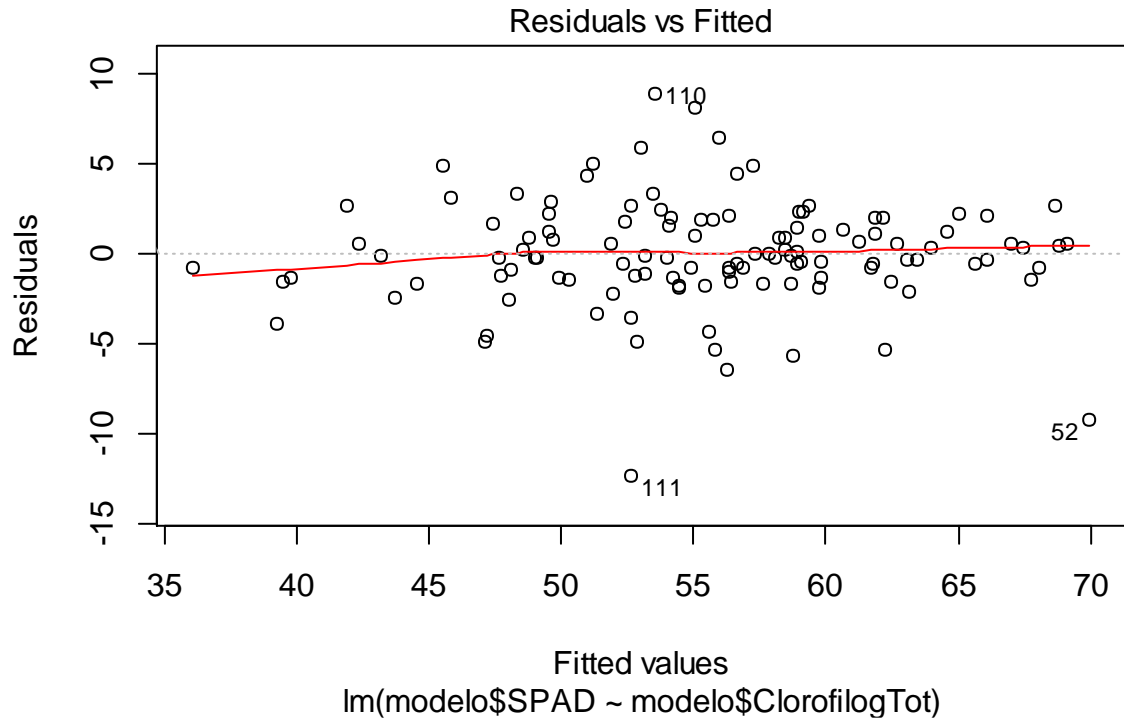
ZHU, Z. et al. Global data sets of vegetation leaf area index (LAI) 3g and fraction of photosynthetically active radiation (FPAR) 3g derived from global inventory modeling and mapping studies (GIMMS) normalized difference vegetation index (NDVI3g) for the period 1981 to 2011. **Remote sensing**, v. 5, n. 2, p. 927-948, 2013. Disponível:

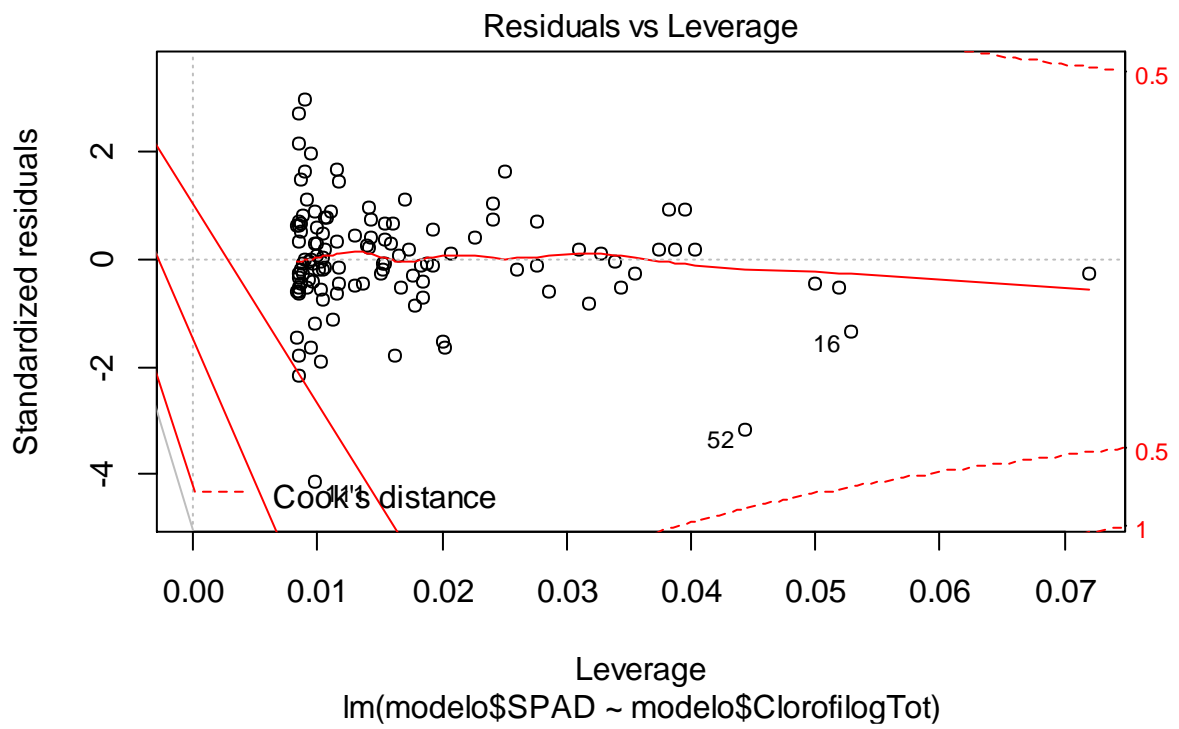
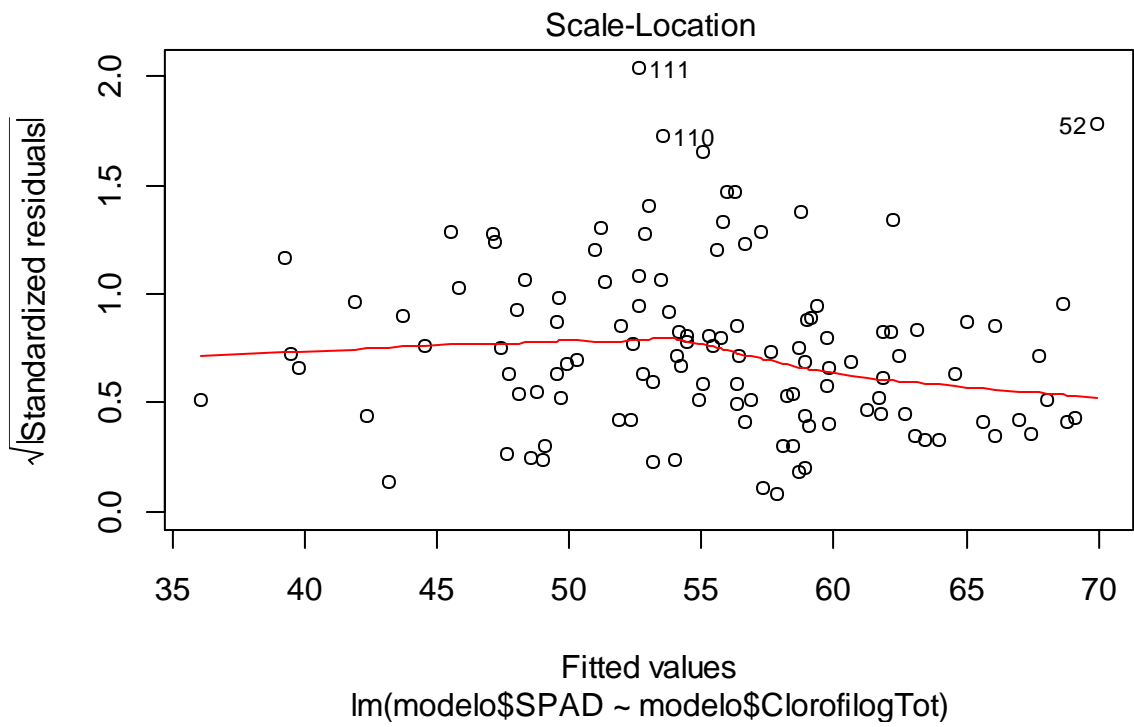
<<http://www.mdpi.com/2072-4292/5/2/927/htm>>. Acesso em 14 fev. 2018.

APÊNDICES

Capítulo 1

Gráficos dos resíduos do modelo estabelecido no capítulo 1, para *Rhizophora mangle* para conversão dos índices Clorofilog CFL1030 para SPAD-502





Capítulo 2 - Análises realizadas utilizando OLS com os índices de vegetação e a clorofila

Summary of OLS Results - Model Variables

Variable	Coefficient [a]	StdError	t-Statistic	Probability [b]	Robust_SE	Robust_t	Robust_Pr [b]	VIF [c]
Intercept	25.063725	31.327008	0.800068	0.440599	29.091027	0.861562	0.407310	-----
RDVI_R_N1_	1.003346	0.591259	1.696965	0.117787	0.516202	1.943710	0.077946	1.095953
PRI_B_G	188.455144	66.522081	2.832971	0.016287*	43.669443	4.315492	0.001230*	1.095953

OLS Diagnostics

Input Features:	regress_chl_indices	Dependent Variable:	CHL_RHIZOP
Number of Observations:	14	Akaike's Information Criterion (AICc) [d]:	99.128659
Multiple R-Squared [d]:	0.445393	Adjusted R-Squared [d]:	0.344555
Joint F-Statistic [e]:	4.416933	Prob(>F), (2,11) degrees of freedom:	0.039077*
Joint Wald Statistic [e]:	21.814192	Prob(>chi-squared), (2) degrees of freedom:	0.000018*
Koenker (BP) Statistic[f]:	0.762952	Prob(>chi-squared), (2) degrees of freedom:	0.682853
Jarque-Bera Statistic [g]:	0.882823	Prob(>chi-squared), (2) degrees of freedom:	0.643128

Notes on Interpretation

* **An asterisk next to a number indicates a statistically significant p-value ($p < 0.01$).**

[a] Coefficient: Represents the strength and type of relationship between each explanatory variable and the dependent variable.

[b] Probability and Robust Probability (Robust_Pr): Asterisk (*) indicates a coefficient is statistically significant ($p < 0.01$); if the Koenker (BP) Statistic [f] is statistically significant, use the Robust Probability column (Robust_Pr) to determine coefficient significance.

[c] Variance Inflation Factor (VIF): Large Variance Inflation Factor (VIF) values (> 7.5) indicate redundancy among explanatory variables.

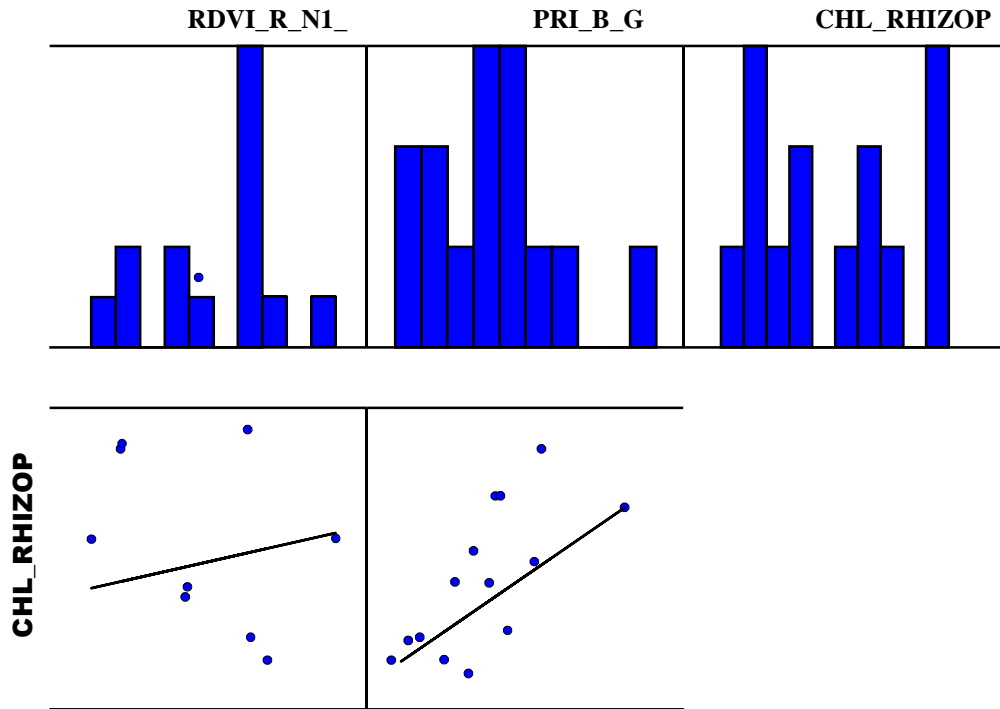
[d] R-Squared and Akaike's Information Criterion (AICc): Measures of model fit/performance.

[e] Joint F and Wald Statistics: Asterisk (*) indicates overall model significance ($p < 0.01$); if the Koenker (BP) Statistic [f] is statistically significant, use the Wald Statistic to determine overall model significance.

[f] Koenker (BP) Statistic: When this test is statistically significant ($p < 0.01$), the relationships modeled are not consistent (either due to **non-stationarity or heteroskedasticity**). **You should rely on the Robust Probabilities (Robust_Pr) to determine coefficient significance and on the Wald Statistic to determine overall model significance.**

[g] Jarque-Bera Statistic: When this test is statistically significant ($p < 0.01$) model predictions are biased (the residuals are not normally distributed).

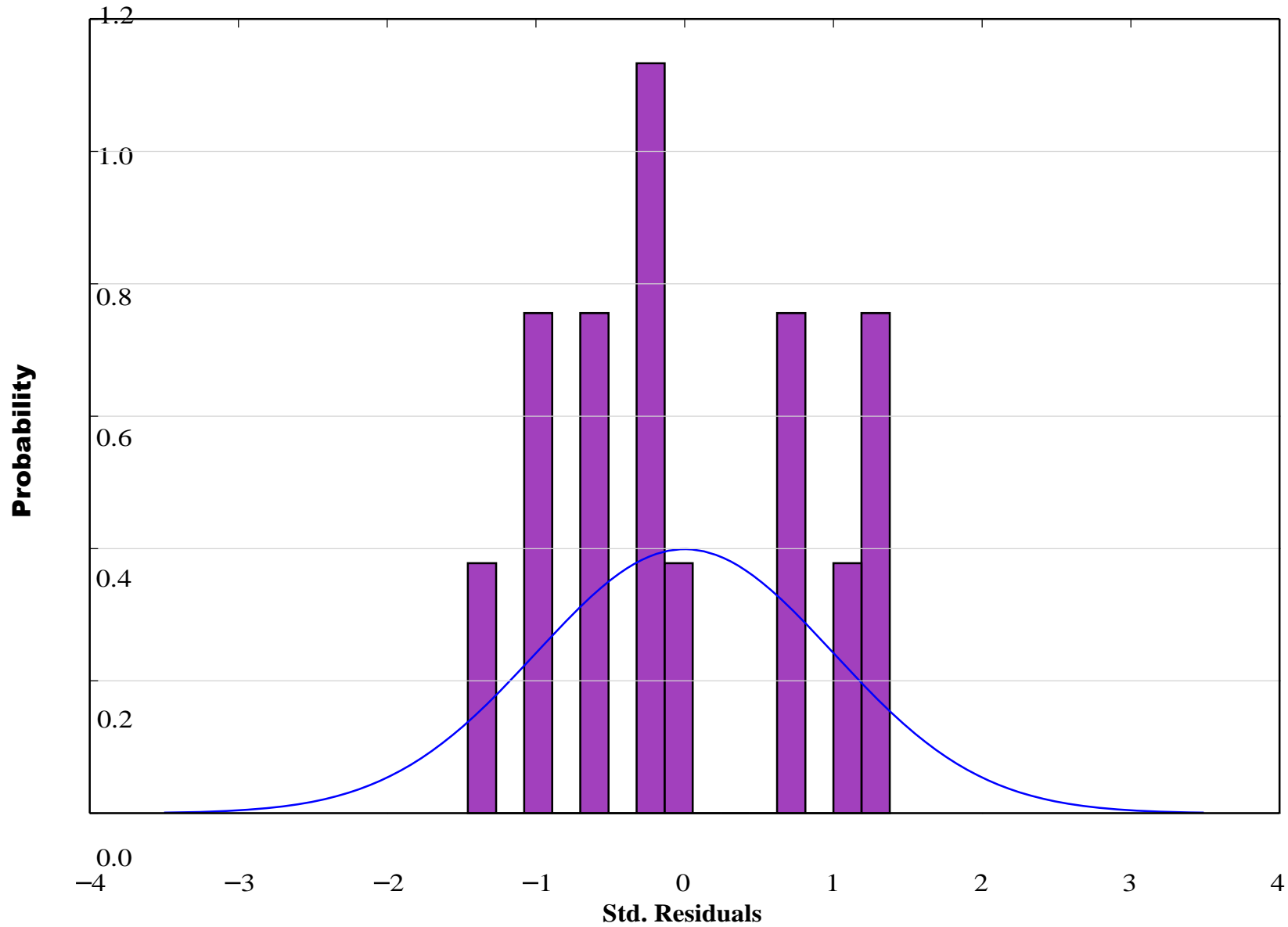
Variable Distributions and Relationships



The above graphs are Histograms and Scatterplots for each explanatory variable and the dependent variable. The histograms show how each variable is distributed. OLS does not require variables to be normally distributed. However, if you are having trouble finding a properly-specified model, you can try transforming strongly skewed variables to see if you get a better result.

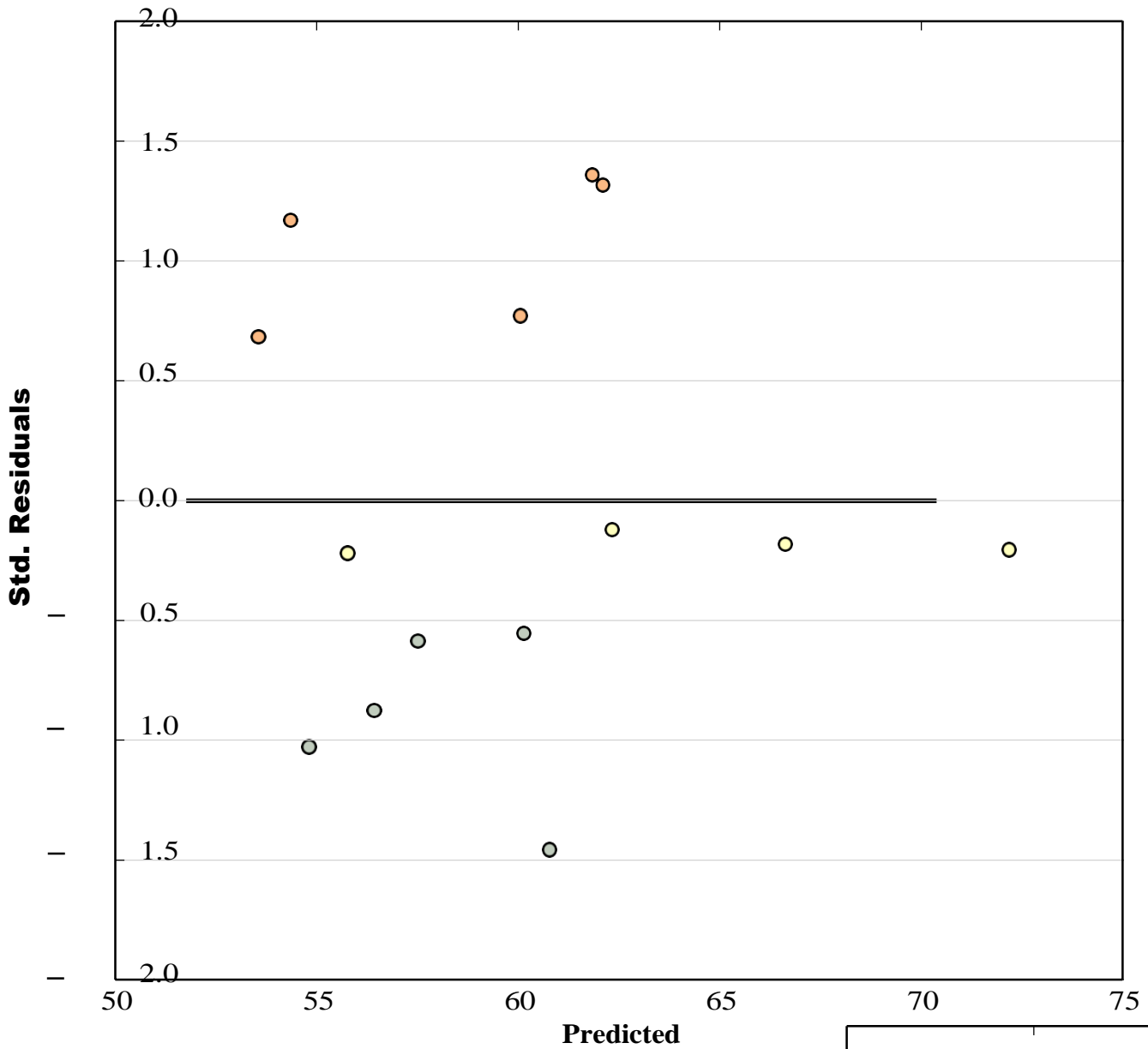
Each scatterplot depicts the relationship between an explanatory variable and the dependent variable. Strong relationships appear as diagonals and the direction of the slant indicates if the relationship is positive or negative. Try transforming your variables if you detect any non-linear relationships. For more information see the Regression Analysis Basics documentation.

Histogram of Standardized Residuals

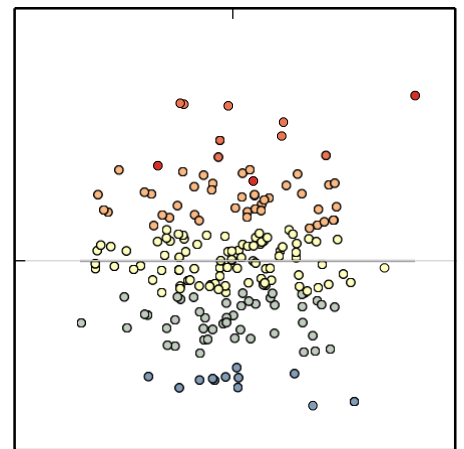


Ideally the histogram of your residuals would match the normal curve, indicated above in blue. If the histogram looks very different from the normal curve, you may have a biased model. If this bias is significant it will also be represented by a statistically significant Jarque-Bera p-value (*).

Residual vs. Predicted Plot



This is a graph of residuals (model over and under predictions) in relation to predicted dependent variable values. For a properly specified model, this scatterplot will have little structure, and look random (see graph on the right). If there is a structure to this plot, the type of structure may be a valuable clue to help you figure out what's going on.



Random Residuals

Ordinary Least Squares Parameters

Parameter Name	Input Value
Input Features	regress_chl_indices
Unique ID Field	Uniq
Output Feature Class	None
Dependent Variable	CHL_RHIZOP
Explanatory Variables	RDVI_R_N1_ PRI_B_G
Selection Set	False

Summary of OLS Results - Model Variables

Variable	Coefficient [a]	StdError	t-Statistic	Probability [b]	Robust_SE	Robust_t	Robust_Pr [b]	VIF [c]
Intercept	46.497268	20.677240	2.248717	0.045987*	16.663563	2.790356	0.017576*	-----
RDVI_RE_N1	1.298646	0.828264	1.567912	0.145208	0.589919	2.201397	0.049958*	1.116130
PRI_B_G	120.574030	68.174378	1.768612	0.104647	53.828238	2.239977	0.046697*	1.116130

OLS Diagnostics

Input Features:	regress_chl_indices	Dependent Variable:	CHL_RHIZOP
Number of Observations:	14	Akaike's Information Criterion (AICc) [d]:	99.560235
Multiple R-Squared [d]:	0.428030	Adjusted R-Squared [d]:	0.324035
Joint F-Statistic [e]:	4.115889	Prob(>F), (2,11) degrees of freedom:	0.046297*
Joint Wald Statistic [e]:	23.251426	Prob(>chi-squared), (2) degrees of freedom:	0.000009*
Koenker (BP) Statistic[f]:	0.529057	Prob(>chi-squared), (2) degrees of freedom:	0.767568
Jarque-Bera Statistic [g]:	1.601608	Prob(>chi-squared), (2) degrees of freedom:	0.448968

Notes on Interpretation

* **An asterisk next to a number indicates a statistically significant p-value ($p < 0.01$).**

[a] Coefficient: Represents the strength and type of relationship between each explanatory variable and the dependent variable.

[b] Probability and Robust Probability (Robust_Pr): Asterisk (*) indicates a coefficient is statistically significant ($p < 0.01$); if the Koenker (BP) Statistic [f] is statistically significant, use the Robust Probability column (Robust_Pr) to determine coefficient significance.

[c] Variance Inflation Factor (VIF): Large Variance Inflation Factor (VIF) values (> 7.5) indicate redundancy among explanatory variables.

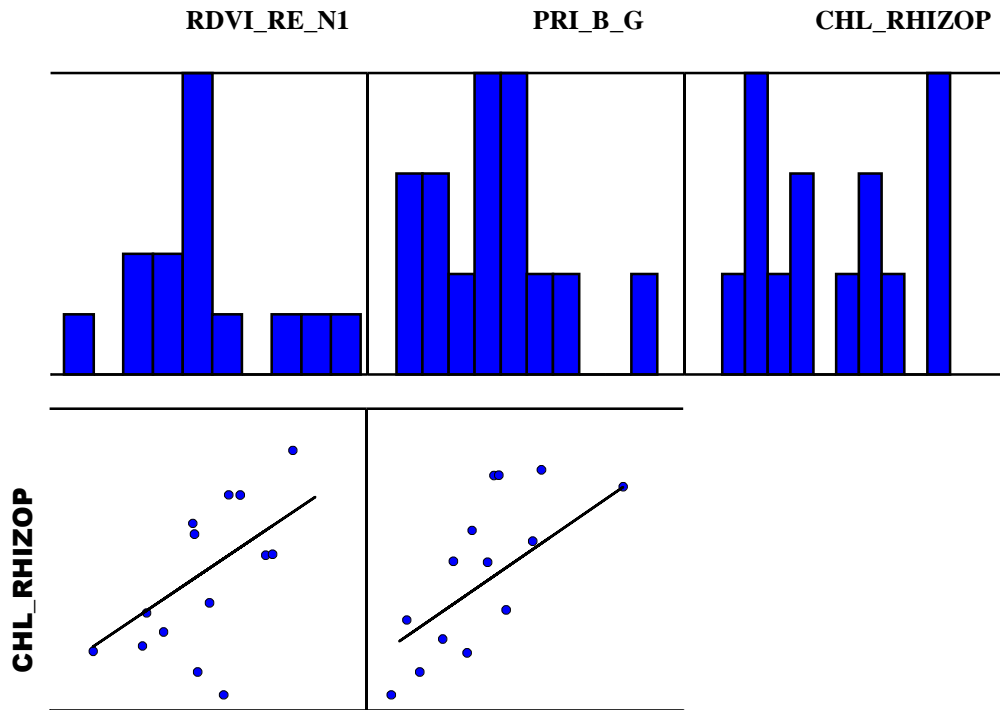
[d] R-Squared and Akaike's Information Criterion (AICc): Measures of model fit/performance.

[e] Joint F and Wald Statistics: Asterisk (*) indicates overall model significance ($p < 0.01$); if the Koenker (BP) Statistic [f] is statistically significant, use the Wald Statistic to determine overall model significance.

[f] Koenker (BP) Statistic: When this test is statistically significant ($p < 0.01$), the relationships modeled are not consistent (either due to **non-stationarity or heteroskedasticity**). **You should rely on the Robust Probabilities (Robust_Pr) to determine coefficient significance and on the Wald Statistic to determine overall model significance.**

[g] Jarque-Bera Statistic: When this test is statistically significant ($p < 0.01$) model predictions are biased (the residuals are not normally distributed).

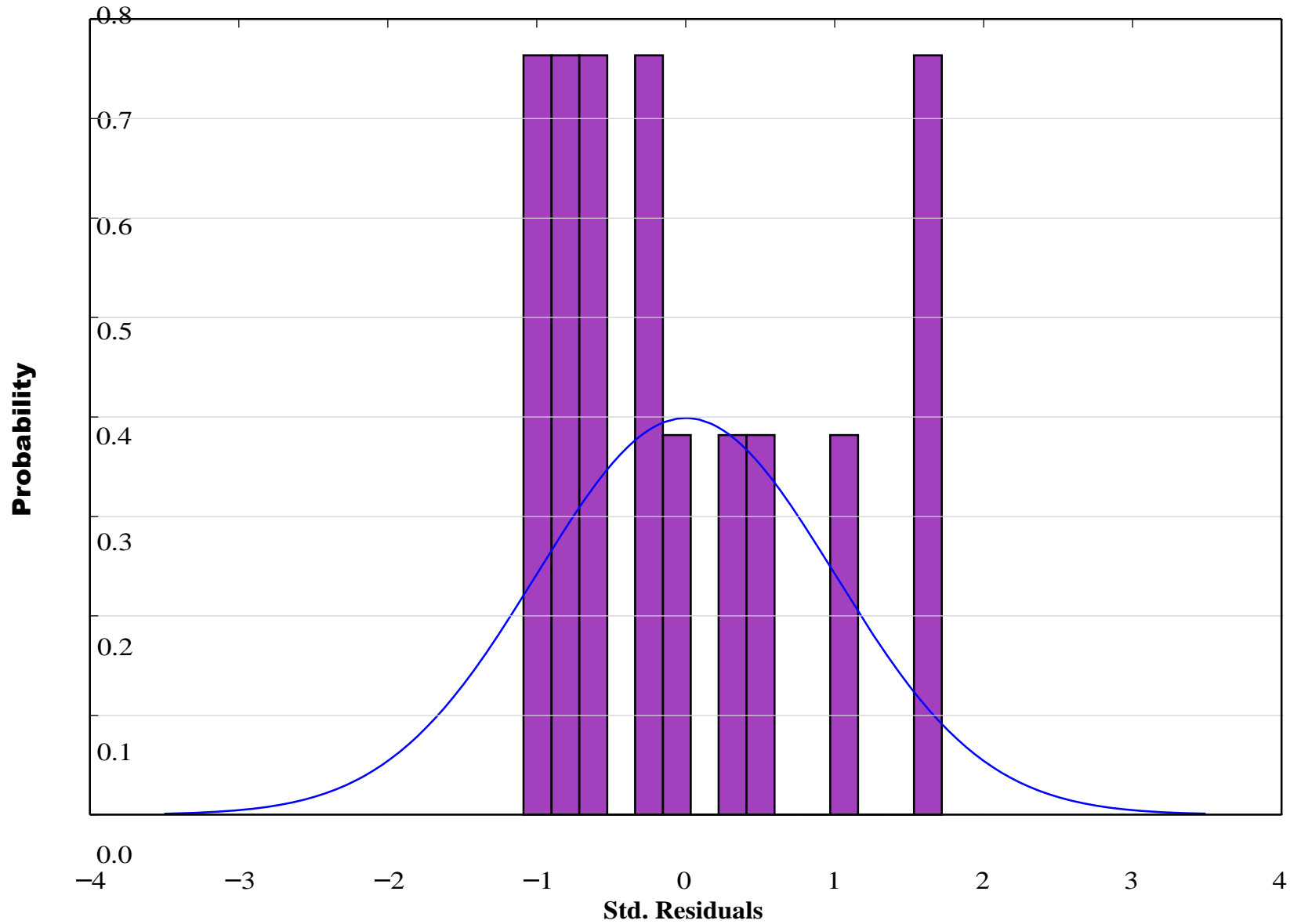
Variable Distributions and Relationships



The above graphs are Histograms and Scatterplots for each explanatory variable and the dependent variable. The histograms show how each variable is distributed. OLS does not require variables to be normally distributed. However, if you are having trouble finding a properly-specified model, you can try transforming strongly skewed variables to see if you get a better result.

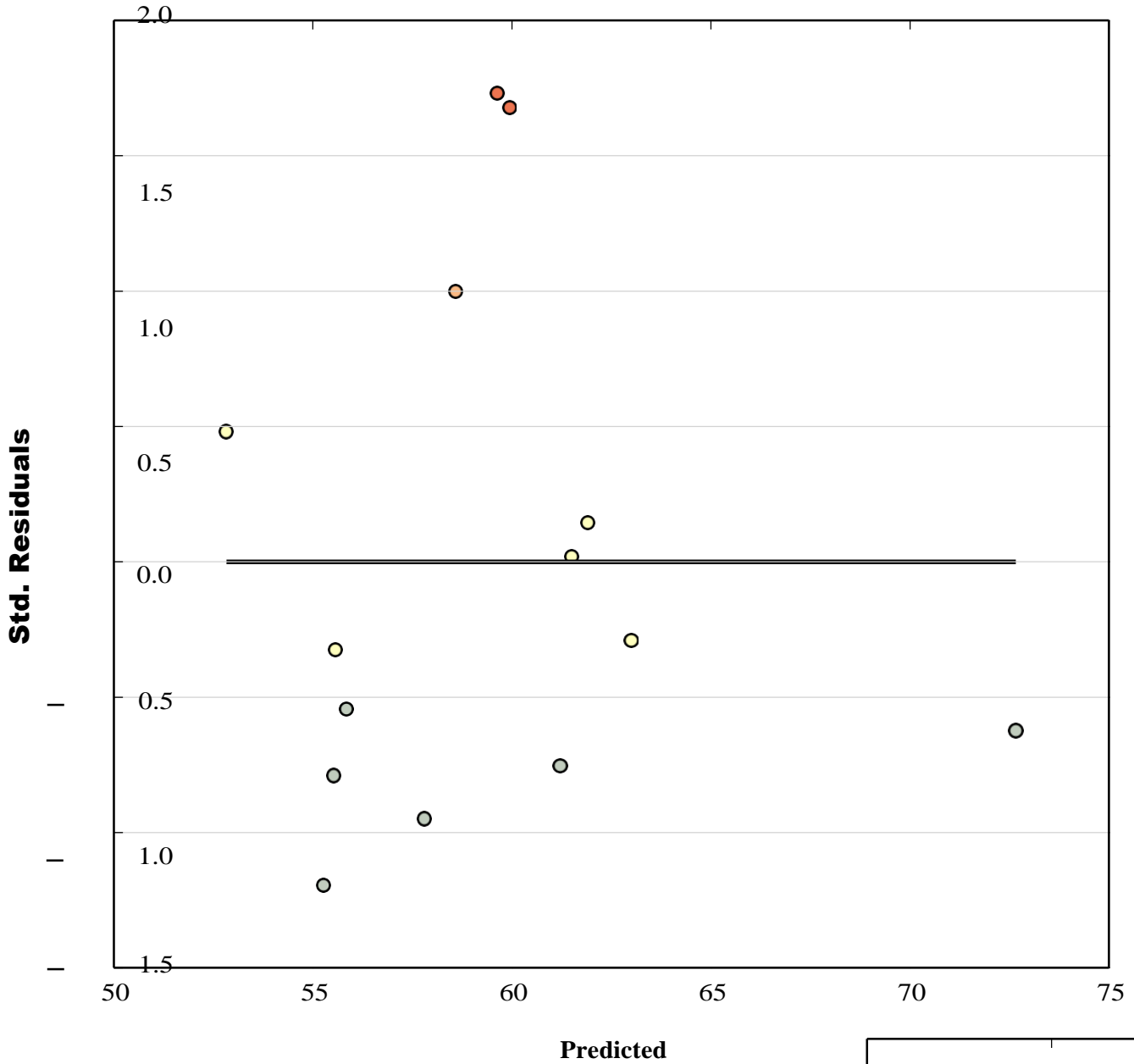
Each scatterplot depicts the relationship between an explanatory variable and the dependent variable. Strong relationships appear as diagonals and the direction of the slant indicates if the relationship is positive or negative. Try transforming your variables if you detect any non-linear relationships. For more information see the Regression Analysis Basics documentation.

Histogram of Standardized Residuals

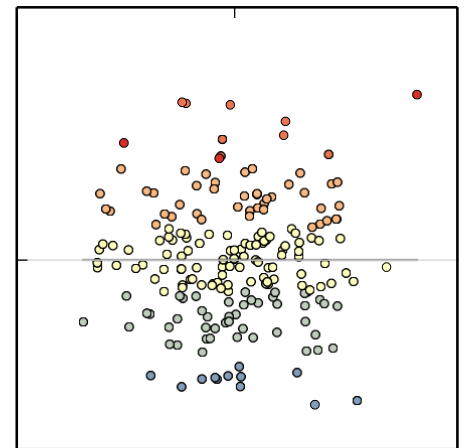


Ideally the histogram of your residuals would match the normal curve, indicated above in blue. If the histogram looks very different from the normal curve, you may have a biased model. If this bias is significant it will also be represented by a statistically significant Jarque-Bera p-value (*).

Residual vs. Predicted Plot



This is a graph of residuals (model over and under predictions) in relation to predicted dependent variable values. For a properly specified model, this scatterplot will have little structure, and look random (see graph on the right). If there is a structure to this plot, the type of structure may be a valuable clue to help you figure out what's going on.



Random Residuals

Ordinary Least Squares Parameters

Parameter Name	Input Value
Input Features	regress_chl_indices
Unique ID Field	Uniq
Output Feature Class	None
Dependent Variable	CHL_RHIZOP
Explanatory Variables	RDVI_RE_N1 PRI_B_G
Selection Set	False