

**UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE DE  
ECOSSISTEMAS COSTEIROS E MARINHOS**

**VITOR CALÇA DA ROCHA**

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA VEGETAL NO PARQUE  
ESTADUAL RESTINGA DE BERTIOGA POR ÍNDICES DE VEGETAÇÃO**

**SANTOS/SP**

**2019**

**VITOR CALÇA DA ROCHA**

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA VEGETAL NO PARQUE  
ESTADUAL RESTINGA DE BERTIOGA POR ÍNDICES DE VEGETAÇÃO**

Dissertação apresentada a  
Universidade Santa Cecília como parte  
dos requisitos para obtenção de título de  
mestre no Programa de Pós-Graduação  
em Sustentabilidade de Ecossistemas  
Costeiros e Marinhos, sob a orientação  
do Prof. Dr. Bruno Lopes da Silva  
Ferrette e coorientação do Prof. Dr.  
Fábio Giordano.

**Santos/SP**

**2019**

Autorizo a reprodução parcial ou total deste trabalho, por qualquer que seja o processo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos.

Rocha, Vitor Calça da.

Análise espaço-temporal da cobertura vegetal no Parque Estadual Restinga de Bertiooga por Índices de Vegetação / Vitor Calça da Rocha.

-- 2019.

63p.

Orientador: Bruno Lopes da Silva Ferrette

Coorientador: Fábio Giordano

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Santa Cecília, Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, Santos, SP, 2019.

1. Unidades de Conservação. 2. Sensoriamento Remoto. 3. Ecologia da paisagem 4. NDVI. 5. EVI2. I. Ferrette, Bruno, II. Giordano, Fábio, III. Análise espaço-temporal da cobertura vegetal no Parque Estadual Restinga de Bertiooga por Índices de Vegetação.

**Elaborada pelo SIBi – Sistema Integrado de Bibliotecas - Unisanta**

*À minha família, minha base, minha raiz, meu tesouro.*

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente a Deus, pela saúde, força e capacidade para enfrentar todos os percalços da minha vida acadêmica. A todos aqui listados ou que não fizeram parte desta etapa de minha vida, que me ajudaram neste período de intensos e de profundos aprendizados que com certeza me afetaram positivamente, do olhar analítico e preciso da pesquisa científica até a forma de percepção e entendimento melhor da vida e nossas interações no meio no qual vivemos.

Em especial aos meus orientadores, Prof. Dr. Bruno Ferrette pela dedicação, comprometimento e empenho na busca pela excelência deste trabalho e ao Prof. Dr. Fabio Giordano por seus conhecimentos, energia e leveza, que foram fundamentais para mim no decorrer deste ciclo. Ao Prof. Me. Renan Braga Ribeiro pelo auxílio e dicas valiosas durante meu processo de aprendizado sobre o sensoriamento remoto na análise de cobertura vegetal e ambientes costeiros. A Profa. Dra. Mara Magenta pela correção e sugestões e também ao Prof. Dr. Gilberto Pessanha Ribeiro outra peça importante nesta jornada de aprendizados, e com valiosas sugestões, quem viabilizou ainda a possibilidade de conhecer o Dr. Flávio Jorge Ponzoni esclarecendo minhas dúvidas e fornecendo dicas importantes para a conclusão deste trabalho.

A todos os professores e as secretárias do curso de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, minha eterna gratidão pela transmissão dos seus conhecimentos e aos colegas de mestrado, pelo companheirismo e troca de experiências. A Profa. Dra. Ursulla Pereira Souza e Profa. Dra. Helen Sadauskas Henrique pelas orientações e ajudas que foram de grande valia. Ao professor Dr. Fábio Cop pela oportunidade de conhecer sobre os peixes e riachos do litoral paulista, e um pouco das possibilidades do mundo estatístico. Ao Prof. Dr. Mohamed Ezz El-Din Mostafa Habib, por compartilhar seus conhecimentos que conseguem ir ainda além da sublime Sustentabilidade além de contribuir no meu crescimento e entendimento como ser humano.

Aos meus pais Ronaldo e Aparecida, por todo amor e suporte, essenciais para a concretização e realização deste sonho, e minha companheira Thaís pelo amor, companheirismo e paciência.

*Os trabalhos executados com amor sempre são melhor elaborados do que aqueles executados unicamente por senso de obrigação.*

*(TANIGUCHI, 2007, p.183)*

## RESUMO

A maioria da população brasileira vive em área de Mata Atlântica, bioma considerado um *hotspot* de biodiversidade devido a seu alto grau de endemismo de espécies e por ser um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo. A vegetação exerce um papel determinante no funcionamento dos ecossistemas terrestres, influenciando diferentes espécies além de seu entorno. Restinga é um termo utilizado para definir diferentes formações vegetais estabelecidas em solos arenosos presentes na costa brasileira e também de outros países. São áreas consideradas sistemas de grande fragilidade do litoral brasileiro que sofrem de uma ocupação desordenada. Atualmente, poucas áreas encontram-se preservadas ou protegidas em Unidades de Conservação (UC). O Parque Estadual Restinga de Bertioga (PERB) é uma das poucas áreas que ainda abrigam trechos extensos e bem conservados da Mata Atlântica, além de possuir alta representatividade em termos de conservação. Este estudo teve como objetivo verificar se o PERB está cumprindo sua função como UC, provendo a proteção e conservação desta área de vegetação litorânea no município de Bertioga. A área do PERB foi analisada através de técnicas de sensoriamento remoto, utilizando como base de dados imagens dos satélites *Landsat 5* (sensor TM) e *Landsat 8* (sensor OLI) as quais foram calculadas para gerarem dois índices de vegetação, o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e o *Enhanced Vegetation Index 2* (EVI2). Com o objetivo de analisar as condições da cobertura vegetal pelos valores dos índices de vegetação e através da complexidade e heterogeneidade do habitat do PERB registrados entre os anos de 2000 a 2018, antes, durante e depois da área se tornar uma UC. Os resultados foram analisados estatisticamente através da mediana, primeiro e terceiro quartil, valores mínimos e máximos e outliers através de gráfico boxplot e análise de variância utilizando Teste de Comparações Múltiplas. Ambos os índices utilizados, apresentaram oscilações nos valores de IVs, mas registraram uma tendência positiva nos valores resultados dos IVs a partir da criação do PERB. Sendo possível afirmar que boa parte da supressão vegetal e influências antrópicas foram minimizadas dentro da área do Parque, e lentamente a vegetação está se regenerando, conforme evidenciado no crescimento tênue em ambos índices no decorrer dos anos da série temporal.

**PALAVRAS-CHAVE:** Unidades de Conservação. Sensoriamento Remoto. Ecologia da paisagem. NDVI. EVI2.

## ABSTRACT

Most of the Brazilian population lives in the Atlantic Forest area, a biome considered a biodiversity hotspot due to its high degree of species endemism and because it is one of the most threatened ecosystems in the world. Vegetation plays a determining role in the functioning of terrestrial ecosystems, influencing different species beyond its surroundings. Restinga is a term used to define different plant formations established in sandy soils present in the Brazilian coast and also in other countries with other names. These are considered areas of great fragility of the Brazilian coast that suffer from a disordered urban occupation. Currently, few areas are preserved or protected in Conservation Units, term that designates Protected Areas in Brazil. The Restinga de Bertioga State Park (RBSP) is one of the few areas that still shelter extensive and well-preserved stretches of Atlantic Forest, in addition the area is highly representative in terms of conservation. This study aimed to verify if the RBSP is fulfilling its function as a Conservation Unit, providing the protection and conservation of this area of coastal vegetation in the municipality of Bertioga. The PERB area was analyzed through remote sensing techniques using Landsat 5 (sensor TM) and Landsat 8 (OLI sensor) images, which were calculated to generate two vegetation indexes, Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and Enhanced Vegetation Index 2 (EVI2) to analyze the vegetation cover conditions due to its habitat complexity and heterogeneity in the PERB area recorded between the years 2000 to 2018, before, during and after the area became a Conservation Unit. The results were analyzed statistically through the median, first and third quartile, minimum and maximum values and outliers through boxplot graph and analysis of variance using Multiple Comparison Test. Both vegetation indexes used presented oscillations in its values, but registered a positive trend in their values since the creation of RBSP. It is possible to affirm that most of the vegetation suppression and anthropic influences were minimized within this State Park's area, and slowly the vegetation is regenerating, as evidenced by the tenuous growth in both indices during the years of the temporal series.

**KEYWORDS:** Conservation units. Remote sensing. Landscape ecology. NDVI. EVI2.

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>APA</b>	–	Área de Proteção Ambiental
<b>APP</b>	–	Área de Preservação Permanente
<b>ASCII</b>	–	<i>American Standard Code for Information Interchange</i>
<b>ASTER</b>	–	<i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer</i>
<b>Cfa</b>	–	Clima subtropical úmido
<b>CNSA</b>	–	Cadastro Nacional de Sítios Arqueológicos
<b>CNUC</b>	–	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
<b>DSR/INPE</b>	–	Divisão de Sensoriamento Remoto do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
<b>EVI</b>	–	<i>Enhanced Vegetation Index</i>
<b>EVI2</b>	–	<i>Enhanced Vegetation Index 2</i>
<b>Ha</b>	–	Hectare
<b>IBGE</b>	–	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<b>INPE</b>	–	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
<b>IPHAN</b>	–	Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional
<b>IV</b>	–	Índice de Vegetação
<b>Landsat</b>	–	<i>Land Remote Sensing Satellite</i>
<b>MMA</b>	–	Ministério do Meio Ambiente
<b>MODIS</b>	–	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
<b>NASA</b>	–	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
<b>NDVI</b>	–	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
<b>NIR</b>	–	<i>Near Infra Red Reflectance</i>
<b>OLI</b>	–	<i>Operational Land Imager</i>
<b>ONG</b>	–	Organização Não Governamental
<b>PERB</b>	–	Parque Estadual Restinga de Bertiooga
<b>PESM</b>	–	Parque Estadual Serra do Mar
<b>QGIS</b>	–	<i>Quantum Georeferenced System</i>
<b>Red</b>	–	Refletância da banda do vermelho
<b>RMBS</b>	–	Região Metropolitana da Baixada Santista
<b>RPPN</b>	–	Reserva Particular do Patrimônio Natural
<b>SAVI</b>	–	<i>Soil-Adjusted Vegetation Index</i>
<b>SIM</b>	–	Sistema Integrado de Monitoramento de Unidades de Conservação
<b>SMA</b>	–	Secretaria de Estado do Meio Ambiente
<b>SNUC</b>	–	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
<b>SR</b>	–	<i>Surface Reflectance</i>
<b>TM</b>	–	<i>Thematic Mapper</i>
<b>UC</b>	–	Unidade de Conservação
<b>USGS</b>	–	<i>United States Geological Survey</i>
<b>WWF</b>	–	<i>World Wide Fund for Nature</i>

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Mata Atlântica .....	2
1.2. Unidades de Conservação (UCs).....	10
1.3. Sensoriamento Remoto.....	11
2. OBJETIVOS.....	15
3. MATERIAIS E MÉTODOS .....	16
3.1. Área de estudo .....	16
3.2. Aquisição da base de dados .....	18
3.3. <i>Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)</i> .....	19
3.4. <i>Enhanced Vegetation Index 2 (EVI2)</i> .....	20
3.5. Análise da cobertura vegetal.....	20
4. RESULTADOS .....	22
5. DISCUSSÃO.....	33
6. CONCLUSÃO .....	41
7. TRABALHO SUBMETIDO .....	42
8. REFERÊNCIAS .....	43
9. APÊNDICE .....	56
9.1. Apêndice 1 .....	56
9.2. Apêndice 2 .....	60

## 1. INTRODUÇÃO

As atividades humanas têm transformado os padrões e processos dos ecossistemas da maioria da biosfera terrestre (ELLIS e RAMANKUTTY, 2008; ELLIS *et al.*, 2010). De tal modo, que a necessidade de detectar e prever mudanças no funcionamento do ecossistema nunca foi tão urgente (PETTORELLI *et al.*, 2005).

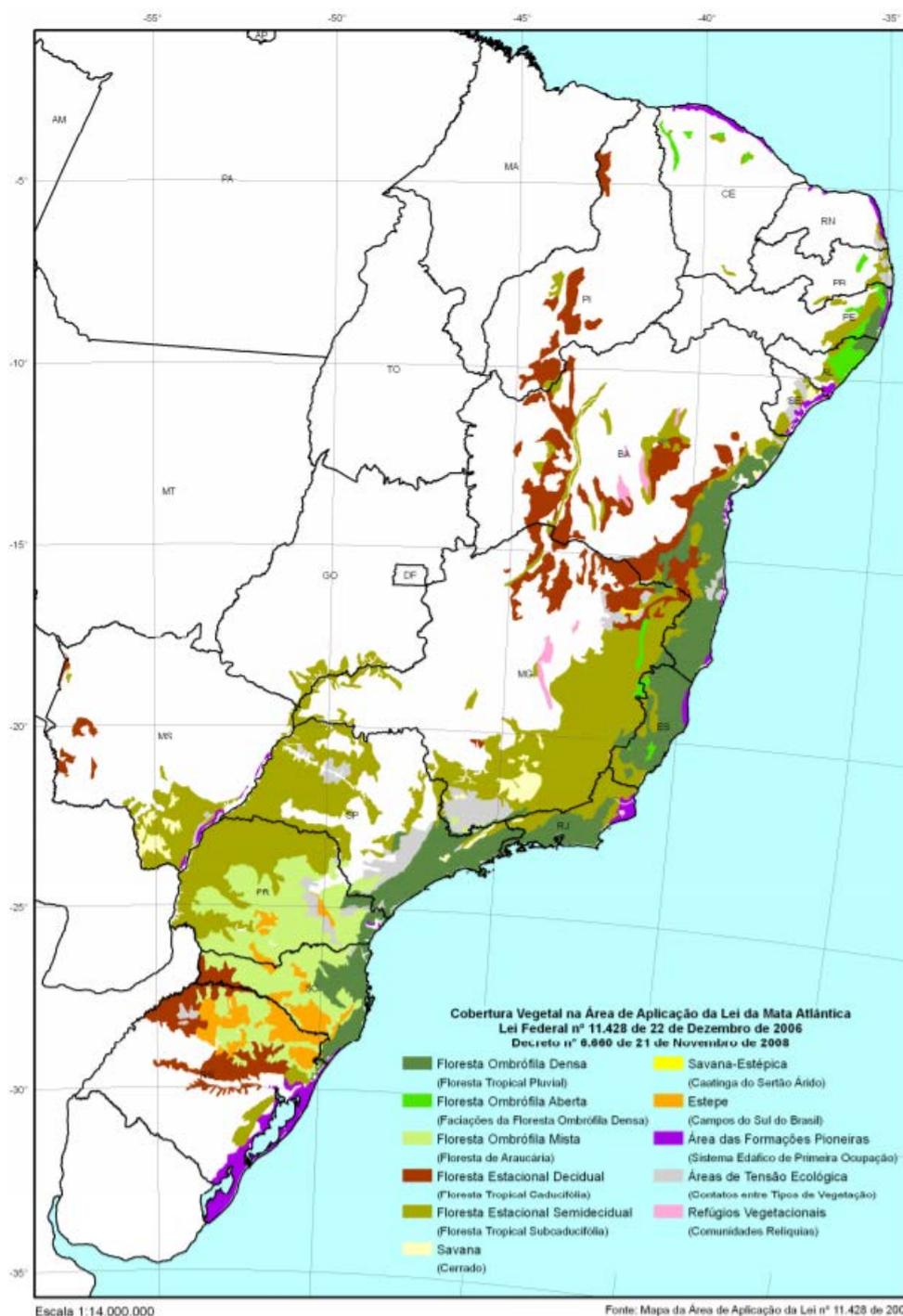
A maioria da população brasileira vive em área de Mata Atlântica, são mais de 70% da população brasileira vivendo em áreas urbanas e rurais com fragmentos de cobertura deste bioma (MMA, 2012). Muitos seres vivos são beneficiados pelas florestas além dos seres humanos, as florestas garantem água e ar limpos, são importantes para a saúde do solo, para o lazer e para a economia (SOS MATA ATLÂNTICA, 2018). Deste modo, a vegetação exerce um papel determinante no funcionamento dos ecossistemas terrestres sendo um dos principais responsáveis pela produtividade primária e da disponibilização de recursos naturais e habitat para diversas espécies (TOWNSEND *et al.*, 2010; GINCIENE e BITENCOURT, 2011). A vegetação realiza serviços ecossistêmicos, pois além de contribuir na composição climática, fertiliza e nutre o solo com matéria orgânica e fornece proteção contra ações naturais. Seu monitoramento constitui um aspecto chave à compreensão dos fenômenos biológicos e às tomadas de decisão, podendo auxiliar inclusive na gestão e monitoramento das Unidades de Conservação (UCs) (GINCIENE e BITENCOURT, 2011).

Através do sensoriamento remoto, imagens multitemporais de satélites multiespectrais transformadas em índices de vegetação (IVs) são ferramentas poderosas, que dentre outras funções, são usadas para monitorar as mudanças ocorridas na cobertura vegetal (KARNIELI *et al.*, 2002; ALMEIDA *et al.*, 2008). Outros trabalhos já utilizaram esses índices para avaliar a cobertura vegetal através do sensoriamento remoto como por exemplo Eckert *et al.* (2015), Gamarra *et al.* (2016), Hamunyela, Verbesselt e Herold (2016) e Miranda *et al.* (2018).

### 1.1. Mata Atlântica

A América do Sul representa a maior concentração de florestas tropicais no mundo (ALVES *et al.*, 2010), considerada como um dos centros globais de diversidade e endemismo de plantas vasculares (MUTKE e BARTHLOTT, 2005; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2009; MURRAY-SMITH *et al.*, 2009; ALVES *et al.*, 2010).

A Mata Atlântica é mais reconhecida como um complexo do que como um único tipo de vegetação (RIZZINI, 1979; MARQUES *et al.*, 2010). Apesar de sua localização na costa leste brasileira e a óbvia influência do Oceano Atlântico, estudos recentes consideram as vegetações costeiras e do interior como parte do complexo da Mata Atlântica (MORELLATO e HADDAD, 2000; OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2005; MARQUES *et al.*, 2010). A Figura 1 assinala de cores diferentes as fitofisionomias da Mata Atlântica. A fitofisionomia acompanhada durante este estudo é a Floresta Ombrófila Densa, distribuída por quase toda a Costa Leste do Brasil (Figura 1).



**Figura 1. Fisionomias da Mata Atlântica de acordo com a Lei Federal nº 11.428/2006. A floresta Ombrófila está destacada em verde escuro.**  
**Fonte: SOS Mata Atlântica e INPE (2018) (<http://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/>)**

A Mata Atlântica é a segunda maior floresta tropical da América do Sul (MARQUES *et al.*, 2010; RIBEIRO *et al.*, 2011). As características geomorfológicas e os parâmetros climatológicos altamente heterogêneos em toda a extensão do domínio Atlântico são condicionantes do meio físico que

possibilitam o desenvolvimento de uma fauna tão diversificada e rica em espécies endêmicas (WWF, 2008). Levantamentos da biodiversidade na Mata Atlântica indicam a existência de muitas regiões de alto endemismo no bioma e com elementos faunísticos distintos (VIVO e GREGORIN, 2001). Myers et al. (2000) estimaram a riqueza da Floresta Atlântica em 20 mil espécies de plantas vasculares, destas oito mil (40%) são endêmicas, além de 567 espécies endêmicas de vertebrados. A flora da vegetação de restingas é caracterizada por alto endemismo de espécies (cerca de 41% do total de espécies) porém a restinga é considerada como um dos ecossistemas mais ameaçados do Domínio Atlântico, tanto pela exploração imobiliária como pelas perspectivas do aquecimento global, com o aumento da temperatura e do nível dos oceanos (MAGRIN et al. 2007; STEHMANN, 2009; MARQUES *et al.*, 2010 )

Apesar de sua extraordinária biodiversidade e altos níveis de endemismo, a Mata Atlântica há muito tempo sofre uma perda implacável de habitat, desde a chegada dos colonizadores europeus no século XVI (DEAN, 1995; MORELLATO e HADDAD, 2000; RIBEIRO *et al.*, 2011). Uma massiva expansão agrícola no período colonial, seguida de industrialização e desenvolvimento urbano, afetou profundamente este bioma (RIBEIRO *et al.*, 2011). De acordo com Morellato e Haddad (2000), ela foi desmatada principalmente para extração de madeiras, lenha, carvão, agricultura, pecuária e construção de cidades, e até atualmente as florestas remanescentes ainda estão sob forte pressão antropogênica.

Com base na destruição quase total desse bioma e no elevado número de espécies endêmicas especializadas neste ambiente florestal, é razoável supor que muitas espécies já foram extintas antes de serem descritas e que muitas outras podem se extinguir em breve (MORELLATO e HADDAD, 2000). Pela Mata Atlântica ser um dos biomas mais atacados do mundo, além de possuir alta biodiversidade com altos níveis de endemismo, é considerada um *hotspot* de biodiversidade, enquadrando-a em uma das áreas mais importantes do mundo para garantir a conservação da biodiversidade no planeta. Por isso ações que visam sua proteção devem ser prioritárias (FONSECA, 1985; MYERS *et al.*, 2000; BENCKE *et al.*, 2006; WWF, 2008; ALVES *et al.*, 2010; IBAMA, 2018; CONSERVATION INTERNATIONAL, 2018). Myers *et al.* (2000), afirmam que priorizar a conservação dos *hotspots* torna mais eficiente os esforços de

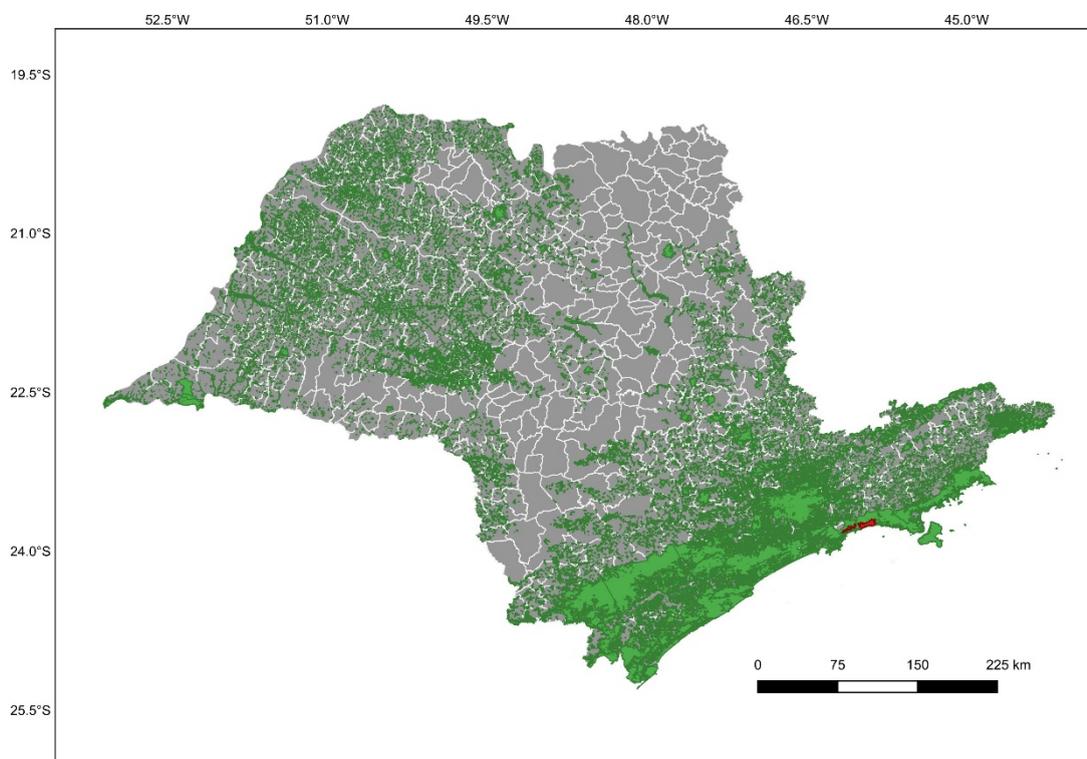
conservação, já que a proteção dessas áreas diminui os riscos de extinção em relação às medidas isoladas (MYERS, 2003).

A Mata Atlântica foi historicamente alterada pelos humanos, o que resultou na perda e fragmentação severa deste habitat (RIBEIRO *et al.*, 2011). Segundo Marques *et al.* (2010), outros estudos demonstraram que embora menos diversificadas, as áreas de planície costeira são importantes para a manutenção do Complexo Florestal da Mata Atlântica (JOLY *et al.*, 1999; SCARANO, 2002; SCARANO, 2009), pois abrigam um alto endemismo há muito tempo (CARNAVAL e MORITZ, 2008). Além disso, as florestas de terras baixas e de montanha são fortemente afetadas pela fragmentação (LIEBSCH *et al.*, 2008; LOPES *et al.*, 2009). Assim, embora floristicamente distintas, as florestas de Restinga e Ombrófila são igualmente vulneráveis ao impacto humano (MARQUES *et al.*, 2010).

Atualmente, 35 *hotspots* são identificados ao redor no mundo, os quais ocupam apenas 2,3% da superfície terrestre, mas sustentam mais da metade das espécies de plantas do mundo, principalmente endêmicas (MITTERMEIER *et al.*, 2011) e cerca de 43% das espécies de aves, mamíferos, répteis e anfíbios endêmicos no planeta. Para que sejam classificados como *hotspots*, estes biomas devem conter ao menos 1.500 espécies de plantas vasculares endêmicas e possuir 30% ou menos de sua cobertura vegetal original. Ou seja, um *hotspot* é um local de alta biodiversidade e insubstituível, o qual encontra-se altamente ameaçado por atividades antrópicas (CINCOTTA *et al.*, 2000; CONSERVATION INTERNATIONAL, 2018). No Brasil, apenas a Mata Atlântica e o Cerrado são considerados *hotspots* de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000; CONSERVATION INTERNATIONAL, 2018). Portanto, áreas com estas características necessitam de um grande esforço coordenado para sua efetiva conservação. Uma maior compreensão de como as mudanças do uso e cobertura do solo atuam nestas áreas fornecerá maior conhecimento sobre as ameaças potenciais e, portanto, auxiliará a priorizar os esforços de conservação (MYERS *et al.*, 2000; MIRANDA *et al.*, 2018).

As áreas conservadas, atualmente compreendem cerca de 8% da extensão original deste bioma (ALMEIDA, 2016) e os maiores remanescentes preservados encontram-se, em sua maioria, sobre áreas montanhosas

(FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2000), sendo baixo o número de áreas preservadas na faixa litorânea (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2019). A distribuição original do bioma atlântico abrange desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul (ALMEIDA, 2016). Em sua distribuição sul e sudeste, a Mata Atlântica é predominantemente de altitude, por estar localizada sobre a imensa cadeia montanhosa litorânea (AB'SABER, 1962; RIZZINI, 1997), abrangendo os Estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo. Sua distribuição no estado de São Paulo, estado que se localiza a área deste estudo, é representada na Figura 2.



**Figura 2. Distribuição da Mata Atlântica no estado de São Paulo assinalado em verde e o Parque Estadual Restinga de Bertioga assinalado em vermelho na porção sudeste do mapa.**

**Fonte: SOS Mata Atlântica (2017)**

As planícies da Mata Atlântica são uma das áreas mais populosas do país e algumas das maiores cidades da América Latina, e até do mundo estão nesta região (e.g. São Paulo e Rio de Janeiro) (MORELLATO e HADDAD, 2000; MARQUES *et al.*, 2010).

As restingas constituem um dos habitats que compõem a Mata Atlântica (ROCHA *et al.*, 2007). O termo restinga é utilizado para definir diferentes formações vegetais estabelecidas sobre solos arenosos na região da planície costeira (LIMA *et al.*, 2011; AZEVEDO *et al.*, 2014). De formação pioneira próxima ao mar é determinada fisicamente pelas condições edáficas de solo arenoso e pela influência fluviomarinha, estão distribuídas não só ao longo do litoral brasileiro, mas também por várias outras partes do mundo. Essa vegetação tem sofrido diferentes ameaças por ações antrópicas e é um dos maiores responsáveis por conter o avanço das dunas e marés, pois age como uma barreira natural contra as ressacas, portanto precisa de atenção e cuidados especiais (SEMA, 2010; AZEVEDO *et al.*, 2014). O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) através da solução Nº 417 de 23 de novembro de 2009, define Vegetação de Restinga como o conjunto de comunidades vegetais, distribuídas em mosaico, associado aos depósitos arenosos costeiros quaternários e aos ambientes rochosos litorâneos. São também consideradas comunidades edáficas, por dependerem mais da natureza do solo do que do clima. Encontram-se nos ambientes de praias, cordões arenosos, dunas, depressões e transições para ambientes adjacentes, podendo apresentar, de acordo com a fitofisionomia predominante, estrato herbáceo, arbustivo e arbóreo, este último mais interiorizado (MMA, 2009).

Há diferentes fisionomias vegetais associadas à planície costeira e baixa encosta da Serra do Mar, como manguezais, floresta baixa de restinga, floresta alta de restinga (subdividida em seca e úmida), floresta paludosa, floresta ombrófila densa das terras baixas e floresta aluvial (SOUZA *et al.*, 2007). Inclui-se ainda, a restinga herbácea, restinga arbustiva (escrube pós-praia), que ocorrem em trechos estreitos ao longo das praias, floresta ombrófila densa submontana, que ocorre em transição com a floresta ombrófila densa das terras baixas e a vegetação pioneira sobre costão rochoso (WWF, 2008).

Normalmente as florestas de restinga variam desde 4 até 20 m de altura, dependendo das características do substrato e da influência da salinidade, e podem muitas vezes apresentar um conjunto de espécies em comum. Fisionomicamente, o aspecto xeromórfico destas florestas é evidenciado por árvores com troncos ramificados e tortuosos, copas ralas deformadas

unilateralmente devido à ação abrasiva das partículas de areia e sal levadas pela ação dos ventos, com folhas coriáceas e cerosas (GUEDES *et al.*, 2006).

São áreas consideradas sistemas de grande fragilidade no contexto do zoneamento do litoral brasileiro, encontrando-se degradadas ou alteradas. As restingas sofrem com a intensa especulação imobiliária decorrente da expansão de grandes centros urbanos e criação de grandes áreas para turismo e condomínios de veraneio. Poucas áreas remanescentes se encontram preservadas ou protegidas em UCs, ainda mais se comparada a outros ecossistemas considerados *hotspots* de biodiversidade, os ecossistemas de restingas possuem pouco espaço dentro das UCs brasileiras (WWF, 2008).

Como as restingas estão localizadas em áreas costeiras, o intenso processo de degradação resultou em uma alteração acentuada e perda deste habitat (ROCHA *et al.*, 2004a; ROCHA *et al.*, 2007). Segundo Lima *et al.* (2011), as características estruturais observadas na floresta alta de Restinga no Atlântico são muito próximas àquelas encontradas para outras florestas de solo arenoso em outras partes do mundo. Estas florestas de solo arenoso desenvolvem-se em solos ácidos e arenosos com baixa disponibilidade de nutrientes (PROCTOR *et al.*, 1983; ASHTON, 2004; LUIZÃO *et al.*, 2007). Comuns na América do Sul e Ásia, e conhecido por vários nomes locais como por exemplo, florestas de charneca, campinaranas, *kerangas*, *varillal alto* (LIMA *et al.*, 2011).

Por estarem estabelecidas sobre solos arenosos, altamente lixiviados e pobres em nutrientes, estas formações vegetacionais são muito frágeis e passíveis de perturbações, o que torna a conservação dependente em grande extensão dos mecanismos intrínsecos existentes na sua comunidade vegetal, como por exemplo presença de micorrizas, escleromorfismo e caráter perenifólio dificultando a recuperação das áreas degradadas (ARAÚJO e LACERDA, 1987; GUEDES *et al.*, 2006). Em verdade, a restinga é composta por vegetação com afinidades florísticas com a Mata Atlântica adjacente (FERNANDES e SÁ, 2000; ESTEVES e LACERDA, 2000). Sendo um dos ecossistemas associados deste bioma (MMA, 2019).

Apesar de sua extensa presença ao longo da costa brasileira e estar localizada em áreas com densidade humana relativamente alta, as restingas ainda são relativamente pouco compreendidas cientificamente em vários

aspectos de sua biodiversidade e também quanto ao seu estado de conservação (ROCHA *et al.*, 2007; LIMA *et al.*, 2011). A maior parte do conhecimento sobre habitats de restinga está concentrada no sudeste do Brasil, mas mesmo nesta região, apenas algumas localidades são relativamente bem conhecidas, a maioria concentrada no estado do Rio de Janeiro (LACERDA *et al.*, 1984; ESTEVES 1998; ESTEVES e LACERDA, 2000; ROCHA *et al.*, 2004b). Similar a situação da Mata Atlântica, devido ao alto grau de destruição atual ao qual as restingas estão sujeitas, pode-se imaginar um cenário em que uma grande parte desses habitats está sendo erradicada sem que tenhamos pelo menos o conhecimento sobre sua biodiversidade e a presença de espécies endêmicas e também as ameaçadas (ROCHA *et al.*, 2007)

Na Baixada Santista, normalmente a vegetação de restinga permeia uma faixa que vai desde a parte posterior das dunas até, praticamente, o sopé da Serra do Mar. Originalmente esta vegetação estendia-se por um território de aproximadamente 413 km<sup>2</sup> (SILVA *et al.*, 1993; MARTINS *et al.*, 2008). Devida às condições mais propícias à ocupação e à fragilidade e suscetibilidade a perturbações antrópicas, este ecossistema foi o que mais perdeu espaço para assentamento de infraestrutura urbana (ANDRADE e LAMBERTI 1965; ARAÚJO e LACERDA 1987; SILVA *et al.*, 1993; GUEDES *et al.*, 2006).

O município de Bertioga, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE possui extensão territorial de 491,546 km<sup>2</sup> e população estimada de 61.736 habitantes (IBGE, 2018). O município é localizado entre as latitudes 23°38'34" S e 23°53'22" S e entre as longitudes 45°47'31" W e 46°14'36" W (TRAVALINI, 2015). Limita-se ao Norte com as cidades de Salesópolis, Biritiba Mirim e Mogi das Cruzes; ao Leste com a cidade de São Sebastião; ao Oeste com Santos; e ao Sul com a cidade de Guarujá e com o Oceano Atlântico (PREFEITURA MUNICIPAL DE BERTIOGA, 2018). Bertioga apresenta um crescimento demográfico alto quando comparado aos demais cidade do estado de SP, sendo o município paulista com maior taxa crescimento exponencial anual (IBGE, 2018; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018).

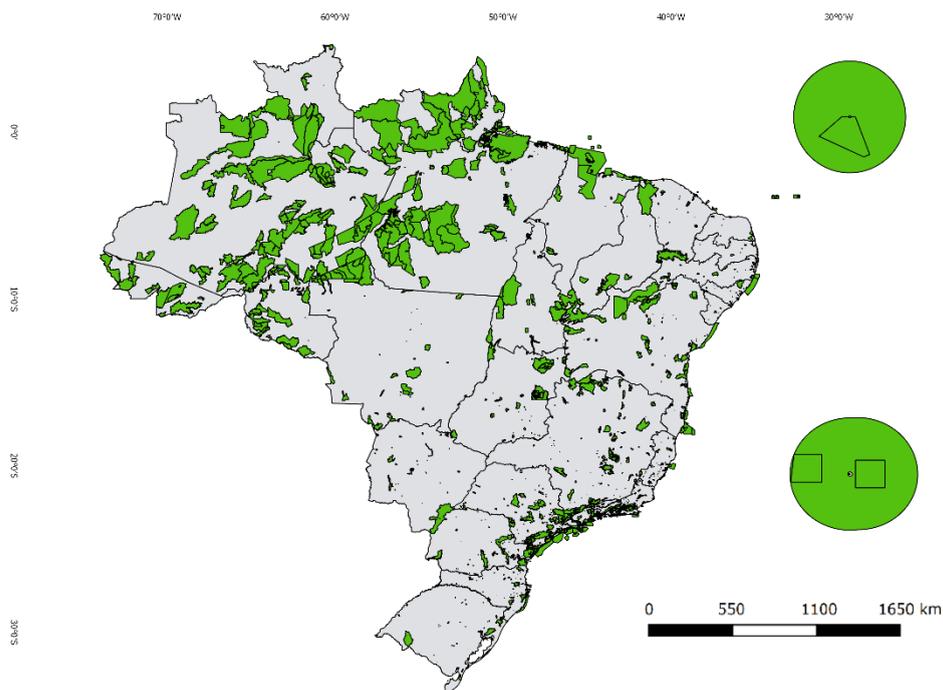
Bertioga está localizada a 108 km da Região Metropolitana de São Paulo, maior concentração populacional do Brasil e polo gerador de grande fluxo turístico. Juntamente com os municípios de Santos, Guarujá, São Vicente, Praia

Grande, Cubatão, Peruíbe, Itanhaém e Mongaguá, formam a Região Metropolitana da Baixada Santista – RMBS. Bertioga ocupa a parte setentrional desta região, com limite no município de São Sebastião (Litoral Norte de São Paulo). Pertence à porção paulista da Ecorregião das Florestas da Serra do Mar.

## **1.2. Unidades de Conservação (UCs)**

O governo brasileiro protege as áreas naturais por meio de Unidades de Conservação (UCs), legalmente instituídas pelo poder público, nas suas três esferas (Municipal, Estadual e Federal) e reguladas pela Lei Federal nº 9.985, de 18 de Julho de 2000, que regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal e institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (BRASIL, 2000). Possibilitando uma visão estratégica para tomadores de decisão das UCs, para que estas desenvolvam condições de conservar os ecossistemas e a biodiversidade, gerem renda, emprego, desenvolvimento socioeconômico e propiciem uma efetiva melhora na qualidade de vida (MMA, 2019). Segundo o Ministério do Meio Ambiente, essa é uma estratégia eficaz para a manutenção dos recursos naturais a longo prazo. O estudo *Contribuição das Unidades de Conservação para a Economia Nacional* (MEDEIROS *et al.*, 2011) mostra a influência das UCs no contexto econômico e aponta a importância desses espaços como geradores de oportunidades de negócios locais e regionais e também, como provedores de serviços ambientais para a sociedade.

As categorias mais representativas no SNUC são os Parques e as Áreas de Proteção Ambiental, ambas protegem 53% de toda área abrangida por UCs no Brasil. Os Parques são muito conhecidos devido à importância que têm para recreação, turismo ecológico e educação ambiental. Por sua ampla distribuição no território brasileiro e por permitirem a visitação pública, são as UCs que propiciam a maior variedade de experiências e a maior interação entre o visitante e a natureza (MMA, 2012). As Unidades de Conservação brasileiras são distribuídas pelo território brasileiro conforme a Figura 3.



**Figura 3. Distribuição de todas as áreas protegidas por Unidades de Conservação brasileiras, municipais, estaduais, federais e marinhas assinaladas em verde.**  
**Fonte: MMA (2018)**

### 1.3. Sensoriamento Remoto

Os dados de campo disponíveis atualmente, em geral, são difíceis de corroborar para a previsão de alterações em áreas regionais ou globais porque esses dados são tradicionalmente coletados em pequenas escalas espaciais e temporais, além de variarem a metodologia e os níveis de confiabilidade. Neste contexto, as imagens de satélite tornaram-se uma potencial "mina de ouro" para os ecologistas (KERR e OSTROVSKY, 2003; TURNER *et al.*, 2003; PETTORELLI *et al.*, 2005). Das informações que podem ser derivadas de dados coletados por satélite, os dados sobre fenologia e a quantidade e distribuição da vegetação são importantes para os ecologistas, já que a vegetação influencia fortemente as distribuições e as dinâmicas da fauna (PETTORELLI *et al.*, 2005). Gamarra *et al.* (2016) afirmam que as geotecnologias contribuem efetivamente para os estudos de ecologia e conservação da biodiversidade além de proporcionar também redução de tempo e custos na análise ambiental e espacial.

A respeito dos princípios físicos. A representação contínua da radiação eletromagnética, em termos de comprimento de onda, frequência ou energia, é denominada espectro eletromagnético, que é subdividido em faixas que representam regiões com características próprias, em termos de processos físicos de detecção de energia, como pode ser observado a seguir (ROSENDO, 2005):

- Raios Cósmicos, raios gama  $\gamma$ : ( $< 0,003 - 0,4 \mu\text{m}$ );
- Raios X: ( $0,03 - 3,0 \mu\text{m}$ );
- Ultravioleta: ( $0,003 - 0,4 \mu\text{m}$ );
- Visível: ( $0,4 - 0,72 \mu\text{m}$ ),  
azul ( $0,45 - 0,50 \mu\text{m}$ ),  
verde ( $0,50 - 0,54 \mu\text{m}$ ),  
vermelho ( $0,65 - 0,72 \mu\text{m}$ );
- Infravermelho Próximo: ( $0,72 - 1,3 \mu\text{m}$ );
- Infravermelho Médio: ( $1,3 - 4,0 \mu\text{m}$ );
- Infravermelho Distante: ( $4,0 - 300 \mu\text{m}$ );
- Micro-ondas: ( $1,0 - 100 \text{cm}$ );
- Ondas de Rádio: ( $> 100 \text{cm}$ )

Dentre essas divisões do espectro eletromagnético, as mais utilizadas em Sensoriamento Remoto compreendem as faixas do visível, infravermelho próximo, infravermelho médio, infravermelho distante e micro-ondas. Nesta pesquisa utilizamos os comprimentos de onda na faixa do visível (vermelho) e do infravermelho próximo.

A fonte de radiação natural mais importante para a Terra é o Sol, de acordo com Rosa (2003) no momento em que a radiação solar incide no topo da atmosfera, parte dessa radiação é espalhada e/ou refletida pelas partículas atmosféricas, outra parte atravessa a atmosfera e atinge o alvo; a partir daí, podemos observar três fenômenos que podem ocorrer com um fluxo de radiação eletromagnética ao interagir com um alvo. A reflectância como sendo o quociente entre o fluxo de radiação refletido pelo alvo dividido pelo fluxo de radiação eletromagnética incidente. A transmitância, sendo o fluxo de radiação transmitido pelo alvo dividido pelo fluxo de radiação incidente. E absorptância como a razão

entre o fluxo de radiação absorvido pelo alvo dividido pelo fluxo de radiação incidente.

O modo como uma planta ou uma comunidade vegetal é vista, seja pelo olho humano ou por um sensor multiespectral, depende fundamentalmente da interação dessa planta ou comunidade de plantas com a radiação (MOREIRA e ASSUNÇÃO, 1984). As características que ocorrem nos espectros de refletância, transmitância e absortância de uma folha são ocasionadas notadamente pelos pigmentos, pela estrutura e pela água em solução. Assim, as análises da vegetação e detecção de mudanças são realizadas com o intuito de avaliar os recursos naturais e monitorar a cobertura vegetal (MARCUSI et al., 2010).

Os Índices de Vegetação (IVs) são modelos matemáticos desenvolvidos para avaliar a cobertura vegetal e diagnosticar índice de área foliar, biomassa, porcentagem de cobertura do solo, atividade fotossintética e produtividade; e têm sido utilizados com sucesso para o monitoramento de mudanças na vegetação em escala continental, regional e global (MENESES e MADEIRA NETTO, 2001; JIANG *et al.*, 2008; MARCUSI et al., 2010)

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) (*Normalized Difference Vegetation Index*) é utilizado com sucesso para classificar a distribuição global de vegetação, inferir variabilidades ecológicas e ambientais, produção de fitomassa, radiação fotossintética ativa e a produtividade de culturas (GAMARRA *et al.*, 2016). O NDVI representa um exemplo clássico de mapeamento de vegetação utilizando sensoriamento remoto, uma vez que lida com a informação da reflectância na faixa do espectro de comprimentos de onda do vermelho e infravermelho próximo (XIE *et al.*, 2008). Utilizando o NDVI, é possível fazer a diferenciação de diferentes tipos de formação vegetais como por exemplo savanas, florestas densas, área não florestadas e propriedades agrícolas. A cobertura global do NDVI indica que ele pode ser usado para prever os efeitos ecológicos de mudanças ambientais no funcionamento dos ecossistemas e na distribuição e dinâmica da população animal, permitindo que os pesquisadores entendam melhor as implicações das atividades humanas no meio ambiente (PETTORELLI *et al.*, 2005). Como o NDVI se correlaciona diretamente com a produtividade da vegetação existem várias aplicações

possíveis deste índice para fins ecológicos (PETTORELLI *et al.*, 2005). O NDVI permite caracterizar de forma estimada parâmetros biofísicos da vegetação, como fitomassa e densidade da vegetação e seu valor é normalizado para o intervalo entre -1 a +1 (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007). Os valores iguais ou menores a zero indicam a ausência de vegetação ou solo exposto (PETTORELLI *et al.*, 2005). E os valores próximos a 1 indicam grande quantidade de vegetação fotossinteticamente ativa. Esses valores representam uma medida indireta da fitomassa, indicando valores de matéria e energia presentes na área amostrada (GAMARRA *et al.*, 2016).

Atualmente, diferentes conjuntos de dados NDVI já foram calculados com diferentes resoluções temporais e espaciais, em diferentes séries históricas, estas mostraram correlação consistente com a biomassa e a dinâmica da vegetação em vários ecossistemas em todo o mundo (MYNENI *et al.*, 1995; PETTORELLI *et al.*, 2005). Além disso, as relações entre o NDVI e variáveis climáticas foram exploradas na medida em que fazer previsões, atualmente é possível. O NDVI representa, assim, a primeira ferramenta útil correlatando o clima e a vegetação, e a distribuição e o desempenho da fauna em grandes escalas espaciais e temporais (PETTORELLI *et al.*, 2005).

Embora extremamente útil na estimativa de parâmetros biofísicos da vegetação, o NDVI pode apresentar problemas de saturação em áreas densamente vegetadas (FERREIRA *et al.*, 2008; GINCIENE e BITENCOURT, 2011). Frente a esta limitação do NDVI, outros IVs foram desenvolvidos como por exemplo o *Soil-Adjusted Vegetation Index* (SAVI) desenvolvido por Huete (1988), que auxiliou no desenvolvimento do Índice de Vegetação Realçado (EVI) (*Enhanced Vegetation Index*) como alternativa ainda mais robusta para a análise de cobertura vegetal.

Desenvolvido por Huete *et al.* (1997), o EVI é um aprimoramento do NDVI quanto a correções de influências atmosféricas e do solo (GINCIENE e BITENCOURT, 2011). O EVI tem maior sensibilidade a variações do dossel, fator de ajuste para solos e redução das influências atmosféricas (FREITAS e SHIMABUKURO, 2007; PAULA *et al.*, 2013). O EVI é utilizado na avaliação do vigor da vegetação, pois está diretamente relacionado com variações ocorridas na cobertura verde. Imagens EVI são geradas por meio das bandas individuais

na faixa espectral do azul, vermelho e infravermelho. Este índice minimiza os efeitos de resposta do solo e da atmosfera, além de apresentar alta responsividade a variações fenológicas (JUSTICE *et al.*, 1998; ALMEIDA *et al.*, 2008). Em relação a caracterização da cobertura vegetal de fragmentos florestais realizada por Ginciene e Bitencourt (2011), pode-se perceber que o EVI caracteriza a vegetação com valores inferiores ao NDVI, evitando sua saturação nas áreas de vegetação mais densa.

O *Enhanced Vegetation Index 2* (EVI2), proposto por Jiang *et al.* (2008), quando comparado com o EVI, garantiu resultados equivalentes e ainda anulou a utilização da banda espectral na faixa do azul, minimizando distorções causadas pela atmosfera, já que essa banda é a mais sensível a essas variações melhorando os resultados fornecidos pelo EVI (PAULA *et al.*, 2013).

A análise e o monitoramento de alterações na cobertura vegetal são ferramentas que podem ajudar a entender a dinâmica espacial do PERB e oferecer informações relevantes aos tomadores de decisão públicos e privados, para adotar medidas eficientes através de políticas públicas, programas, projetos e outros, visando a conservação da paisagem e da biodiversidade da região. De acordo com Miranda *et al.* (2018), através das características de resposta espectral da vegetação, é possível utilizar técnicas de geoprocessamento para sua identificação e avaliação.

## **2. OBJETIVOS**

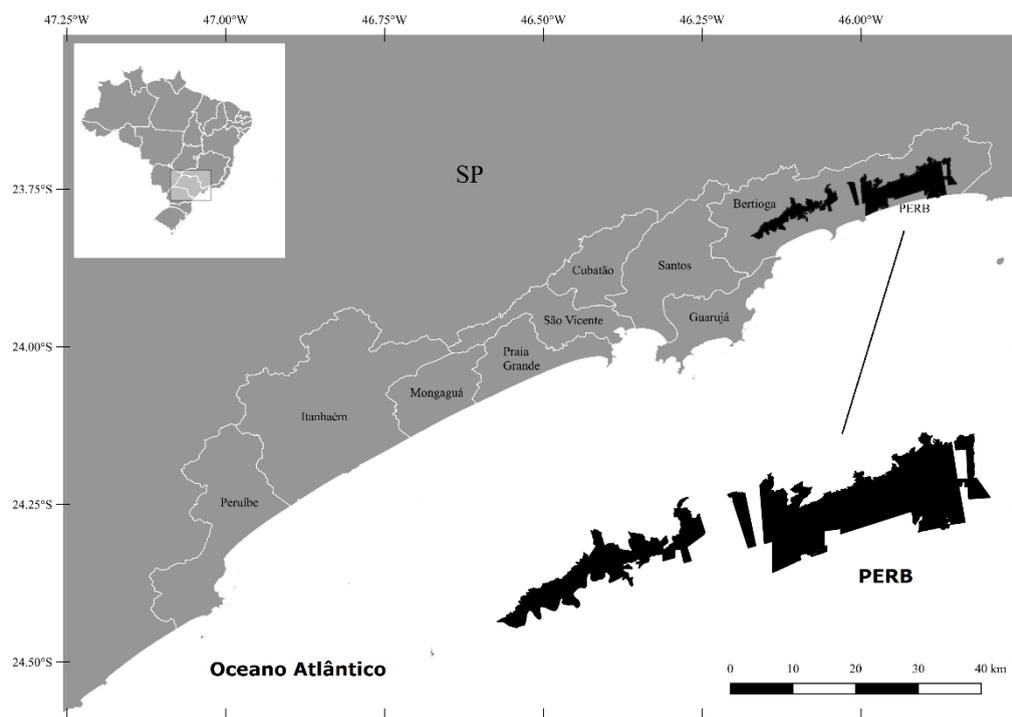
O objetivo desta pesquisa é avaliar a dinâmica da paisagem de uma UC de Proteção Integral no litoral de São Paulo através de imagens dos satélites Landsat 5 e Landsat 8, e aplicação do cálculo de dois índices de vegetação, o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e o *Enhanced Vegetation Index 2* (EVI2), nas imagens multiespectrais no Parque Estadual da Restinga de Bertiooga (PERB) entre os anos de 2000 a 2018, considerando apenas a área dentro dos limites do PERB, num período de antes, durante e após a área se tornar protegida. Buscando assim avaliar e analisar a regeneração natural da

cobertura vegetal e a efetividade do PERB como uma UC na conservação deste ecossistema costeiro da Mata Atlântica.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudo

Estudo realizado no Parque Estadual Restinga de Bertioga (PERB), UC que abrange uma área de 9.312,32 hectares (ha), e dividido em 3 glebas (áreas), localizado no município de Bertioga integrante da Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS), que é composta por nove municípios no litoral sul do estado de São Paulo no sudeste do Brasil (Figura 4).



**Figura 4. Local da pesquisa realizada na Unidade de Conservação do Parque Estadual Restinga de Bertioga (PERB), localizado no município de Bertioga integrante da Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS), composta por nove municípios no litoral sul do estado de São Paulo (SP) no sudeste do Brasil. Em preto, delimitação do PERB.**

O PERB é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, administrada pela Fundação Florestal, criada com 9.312,32 hectares, majoritariamente inserida no município de Bertioga, no estado de São Paulo. Foi criada por meio do Decreto Estadual nº 56.500, publicado em 10 de Dezembro de 2010 no Diário Oficial do Estado de São Paulo, após a realização de vários estudos (e.g. GALETTI e ALEIXO, 1998; ROSA e FIERZ, 1999; GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003; BOURSCHEID, DALTRINI NETO e REIS, 2007; SILVA, BARBOSA e MARTINS, 2003; GUEDES *et al.*, 2005; GUEDES, BARBOSA e MARTINS, 2006; MARTINS *et al.*, 2008; WWF, 2008) indicando a importância da preservação da área e a apresentação desses trabalhos para a Prefeitura de Bertioga, Ministério Público Estadual, ONGs, pesquisadores e a população (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018).

O clima da região de Bertioga é classificado como subtropical úmido (Cfa), segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, com verões quentes (temperatura média de 30°C) e invernos relativamente frios (temperatura média de 17°C) com precipitação anual média de 3128 mm (DAEE, 2018). De acordo com a Fundação Florestal (2018), regionalmente o PERB se enquadra como Clima Subtropical Controlado Por Massas Tropicais e, em nível local, Clima Subtropical Úmido Dominado Pela Massa Tropical Atlântica. A principal influência no controle climático do PERB é o Oceano Atlântico; morros litorâneos; vertentes Sudoeste. A elevação e proximidade da Serra do Mar, aliada à direção oposta das correntes de sul, faz com que este trecho do litoral paulista seja a área de maior pluviosidade não só do estado, mas talvez do país (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018).

A precipitação média anual pode atingir totais pluviais próximos a 5.000 mm em anos extremamente chuvosos e abaixo de 2000 mm em anos menos chuvosos. O trimestre chuvoso predominante é de janeiro a março. A temperatura média anual é de 22,3°C, sendo que o mês mais comumente quente é fevereiro, e o mais frio é julho. Não há deficiência hídrica no Parque e o excedente hídrico máximo ocorre em janeiro (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018). Segundo Guedes *et al.*, (2006) os maiores valores médios ocorrem em janeiro, fevereiro e março, enquanto os menores valores médios ocorrem em junho e julho, revelando excedente hídrico em todos os meses do ano. Rossi e Queiroz

Neto (2002) e Costa e Saad (2018) afirmam que não há uma estação seca, mas pela distribuição anual de chuva há uma concentração maior de chuva nos meses de verão, de janeiro até março, enquanto as menores concentrações ocorrem no período de inverno (DAEE, 2018).

Quanto a cobertura vegetal, o PERB apresenta todas as fitofisionomias encontradas no litoral paulista, possui 44 espécies ameaçadas de extinção (WWF, 2008; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018), além de possuir alta riqueza de espécies de bromélias (BOURSCHEID, DALTRINI NETO e REIS, 2007). A fauna também é contemplada pela proteção da UC, abriga pelo menos 117 espécies de mamíferos, possui a maior diversidade de herpetofauna (répteis e anfíbios) na Mata Atlântica do Estado; são também consideradas áreas de extrema importância para a conservação das aves e da biodiversidade a longo prazo (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018). O PERB vem sofrendo forte pressão imobiliária decorrente do desenvolvimento de atividades turísticas, ao mesmo tempo em que apresenta características excepcionais e alto grau de conservação da área (WWF, 2008).

### **3.2. Aquisição da base de dados**

Para a realização deste trabalho foram utilizadas imagens do programa de satélites *Land Remote Sensing Satellites*, *Landsat 5* e *Landsat 8*, com utilização dos sensores *Thematic Mapper (TM)* e *Operational Land Imager (OLI)*, respectivamente. O Programa *Landsat* se trata de uma série de satélites de observação da Terra, cogerida pela *United States Geological Survey (USGS)* e pela *National Aeronautics and Space Administration (NASA)*, a qual oferece o mais longo registro espacial contínuo de dados de sensoriamento remoto de resolução moderada do planeta Terra (USGS, 2018). Além de que o acesso a este banco de imagens é gratuito, o que facilita o acesso a essas informações pelo mundo. Todas as imagens utilizadas nesta pesquisa são *Collection 1 Level-2*, devida a aplicação do pré-processamento de correção atmosférica e do cálculo da *Surface Reflectance (SR)* através de serviço da própria USGS.

Utilizou-se o vetor do limite oficial do PERB, das três glebas que compõem a área do Parque Estadual, em formato *shapefile* obtido no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) do Ministério do Meio Ambiente como máscara para recorte espacial da área de estudo das imagens de dados *raster* (MMA, 2019). Todo o processo foi realizado no software QGIS 2.18.20 (QGIS Development Team, 2017), um Sistema de Informação Geográfica (GIS) *Open Source* licenciado sob a Licença Pública Geral (GNU) de software livre com código-fonte aberto, com o *datum* SIRGAS 2000, sistema de referência geodésico oficial para o Sistema Geodésico Brasileiro e para o Sistema Cartográfico Nacional. por meio do decreto N° 5334/2005 (IBGE, 2005).

### 3.3. **Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)**

O *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), proposto por Rouse *et al.* (1973), é calculado pela diferença das reflectâncias da vegetação nos comprimentos de onda do infravermelho próximo (NIR) e nos comprimentos de onda do vermelho. Essa diferença é então normalizada. Por ser o resultado da combinação de duas bandas, o NDVI encobre parcialmente os efeitos dos componentes atmosféricos e das perturbações radiométricas e geométricas. Tem a seguinte Fórmula 1:

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)}$$

**Fórmula 1. *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). NIR: Refletância da vegetação no comprimento de onda do infravermelho próximo. Red: Refletância da vegetação no comprimento de onda vermelho.**

A fórmula baseia-se no fato de que a clorofila absorve o vermelho, enquanto a estrutura foliar do mesófilo dispersa o infravermelho próximo (PETTORELLI *et al.*, 2005). Mais especificamente, a radiância no vermelho exibe uma relação inversa não-linear com a biomassa verde, enquanto a radiância no infravermelho próximo exibe uma relação também não-linear, mas direta, pois a radiância refletida por um dossel, na faixa espectral de luz visível, resulta de um processo dominante de absorção da radiação, ocasionados pelos pigmentos

fotossintetizantes. Assim, a radiância refletida é inversamente proporcional à quantidade de clorofila presente no dossel sensível a atividade fotossintética. Na região do infravermelho próximo, a radiância refletida é em especial oriunda de um processo de espalhamento intra e interfoliar, sendo dependente, tanto da quantidade de folhas existentes, quanto de sua distribuição e arranjo espacial no dossel (MENESES e MADEIRA NETTO, 2001).

### 3.4. *Enhanced Vegetation Index 2 (EVI2)*

O *Enhanced Vegetation Index 2 (EVI2)*, proposto por Jiang *et al.* (2008), baseia-se na diferença das reflectâncias da vegetação nos comprimentos de onda do infravermelho próximo e nos comprimentos de onda do vermelho, acrescentado de fatores de ajuste para reduzir a influência do sinal do solo e da atmosfera sobre a resposta do dossel. Representado pela seguinte Fórmula 2:

$$EVI2 = 2,5 \frac{(NIR - Red)}{NIR + (2,4 * Red) + 1}$$

**Fórmula 2. *Enhanced Vegetation Index 2 (EVI2)*. NIR refere-se à reflectância na banda do infravermelho próximo. Red, à reflectância na banda do vermelho.**

### 3.5. **Análise da cobertura vegetal**

O software QGIS 2.18.20 foi utilizado para analisar as imagens *raster* produtos dos satélites *Landsat 5* e *8*, ambas com resolução espacial de 30 metros, resolução temporal de 16 dias e área imageada de 185 km, o sensor TM com resolução radiométrica de 8 bits, já do sensor OLI a resolução radiométrica é de 12 bits. Todas padronizadas seguiram os mesmos critérios quanto localização (*Path: 219 Row: 76*), dentro do período de inverno de cada ano, em razão de ser a estação com menor pluviosidade da área no ano todo, e todas imagens apresentando ausência de nuvens ou ruídos na área de estudo. Conseqüentemente foram utilizadas as imagens das datas 25/06/2000, 30/07/2001, 20/07/2003, 20/06/2004, 23/06/2005, 16/08/2007, 17/07/2008,

24/08/2010, 26/07/2011 pelo sensor TM do *Landsat 5* e as imagens de 31/07/2013, 02/07/2014, 23/09/2015, 07/07/2016, 26/07/2017 e 31/07/2018 pelo sensor OLI do *Landsat 8*.

Buscou-se analisar entre os anos de 2000 a 2018, as imagens de satélite que podem ser divididas em 2 partes, do ano 2000, antes da área se tornar Parque Estadual até 2010. No ano de ano 2010 se tornou uma UC e a área se tornou protegida integralmente e transformou-se no PERB, com a primeira imagem de satélite obtida com a criação do Parque sendo no ano de 2011, até o ano 2018, oito anos depois de se tornar Parque Estadual. Visando assim analisar a cobertura vegetal da área da UC num período de 18 anos, e verificar se a UC está cumprindo seu papel na proteção e conservação da área além do acompanhamento do desenvolvimento da vegetação desta área, por meio de sensoriamento remoto com o uso das imagens de satélite destes anos.

Para ajudar na análises das cenas, e fornecer um resultado visual, as imagens calculadas pelos índices de vegetação foram renderizadas através de composição de falsa-cor no QGIS 2.18.20 com a padronização das paletas de cores (escala de vermelho até o verde escuro) para os valores 0,6 a 0,9 para o NDVI, e de 0,1 a 0,5 para o EVI2.

Quanto às análises estatísticas estas foram realizadas através da conversão das imagens de satélite (dados raster) em arquivos ASCII (.XYZ) que representa cada pixel da imagem com um valor representante em números da taxa de IV correspondente. Estes arquivos foram pré-processados através do software MATLAB<sup>®</sup> ([https://www.mathworks.com/products/matlab.html?s\\_tid=hp\\_products\\_matlab](https://www.mathworks.com/products/matlab.html?s_tid=hp_products_matlab)) para se excluir os números de coordenadas geográficas e considerar apenas a coluna de valores numéricos de cada pixel. Posteriormente foram feitas análises estatísticas destes dados, calculando o diagrama de caixa (boxplot) e análise de variância com o Teste de Comparações Múltiplas no mesmo software.

Os resultados foram analisados com uso de gráficos *boxplots* dos dados para cada grupo de variáveis, a fim de visualizar a distribuição e valores discrepantes dos dados (*outliers*) e poder comparar os valores dos IVs. Fornecendo medidas estatísticas descritivas como o mínimo, máximo, primeiro quartil, segundo quartil (mediana) e o terceiro quartil. Em cada *boxplot*, a marca

central indica a mediana, e as bordas inferior e superior da caixa indicam os percentis de 25% e 75%, respectivamente. As linhas que saem das caixas estendem-se até os pontos de dados (valores) mais extremos que não são considerados *outliers*, enquanto os *outliers* são plotados através do software MATLAB® individualmente indicados pelo símbolo “+”.

A análise de variância compara as médias entre os grupos para testar a hipótese de que as médias dos índices de vegetação de cada ano sejam iguais. O Teste de Comparação Múltipla fornece informações sobre quais pares de médias são significativamente diferentes e quais não são. Quando existem muitas médias de grupo, há também muitos pares para se comparar. Aplicando um teste *t* simples nessa situação, o valor alfa se aplicaria a cada comparação, portanto, a chance de encontrar incorretamente uma diferença significativa aumentaria com o número de comparações. Já os procedimentos do teste de comparação múltipla são projetados para fornecer um limite superior na probabilidade de qualquer comparação ser incorretamente considerada significativa. Cada média de grupo é representada por um símbolo ( $\theta$ ) e o intervalo é representado por uma linha que se estende para fora do símbolo. Duas médias de grupo são significativamente diferentes se seus intervalos não se sobrepõem e eles não são significativamente diferentes se seus intervalos se sobrepõem (HOCHBERG e TAMHANE, 1987; MATLAB, 2018).

#### 4. RESULTADOS

Os resultados dos cálculos dos índices de vegetação da área do PERB obtidos das imagens de satélite dos anos analisados foram divididos para cada índice (*i.e.*, NDVI e EVI2) e por sensor de satélite (*i.e.*, TM e OLI). Os resultados dos índices de vegetação foram analisados estatisticamente, e plotados em gráfico de dispersão e *boxplot*, calculando o primeiro e terceiro quartil e pela mediana, para avaliar a distribuição dos dados obtidos, de cada um dos anos e os valores dos índices de vegetação respectivos. Os valores resultados do NDVI da cobertura vegetal da área do PERB que foram analisados estão apresentados nas Tabelas 1 e 2.

Quando analisamos o período anterior à criação do PERB, de 2000 a 2010 (Tabela 1) percebemos um aumento na média do NDVI de 4,5%, equivalente aos 0,696 no ano de 2000 até 0,728 em 2010, com a variação das médias atingido mínimo de 0,696 em 2000 e média máxima de 0,827 em 2005. Quanto aos valores máximos de NDVI para cada ano, oscilou entre 0,875 em 2000, atingindo em 2005 o valor máximo do NDVI de 0,972 antes da área de tornar parque e terminando o último ano antes da criação do PERB em 0,844, valor máximo menor do que o valor máximo do primeiro ano da análise, em 2000.

Apesar do ligeiro aumento nos níveis de NDVI no decorrer dos anos anteriores a criação do PERB, houve variação dos valores com tendência de redução a partir do ano de 2005, o qual foi o ápice dos valores do NDVI para a série de anos que antecederam a criação do Parque e, desde então, apresentaram oscilações apresentados níveis menores, já em 2011 no primeiro ano de fato do PERB os valores de NDVI voltaram a subir e até se aproximaram dos registrados no ano de 2005.

**Tabela 1. Resultados dos cálculos do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) da cobertura vegetal do Parque Estadual Restinga de Bertiooga (PERB) entre os anos de 2000 á 2011 através de imagens do satélite *Landsat 5*, sensor TM.**

<b>Ano</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>
<b>Média</b>	0,696	0,776	0,774	0,775	0,827	0,791	0,798	0,728	0,816
<b>Máximo</b>	0,875	0,914	0,901	0,905	0,972	0,896	0,922	0,844	0,933
<b>Mínimo</b>	-0,114	-0,455	-0,75	-0,347	-0,726	-0,312	-0,368	-0,129	-0,718
<b>Desvio Padrão</b>	0,07	0,073	0,077	0,079	0,084	0,071	0,068	0,076	0,073
<b>Variância</b>	0,005	0,005	0,006	0,006	0,007	0,005	0,005	0,006	0,005
<b>Moda</b>	0,747	0,794	0,78	0,789	0,854	0,807	0,818	0,732	0,832
<b>Mediana</b>	0,706	0,793	0,789	0,789	0,843	0,807	0,81	0,745	0,829

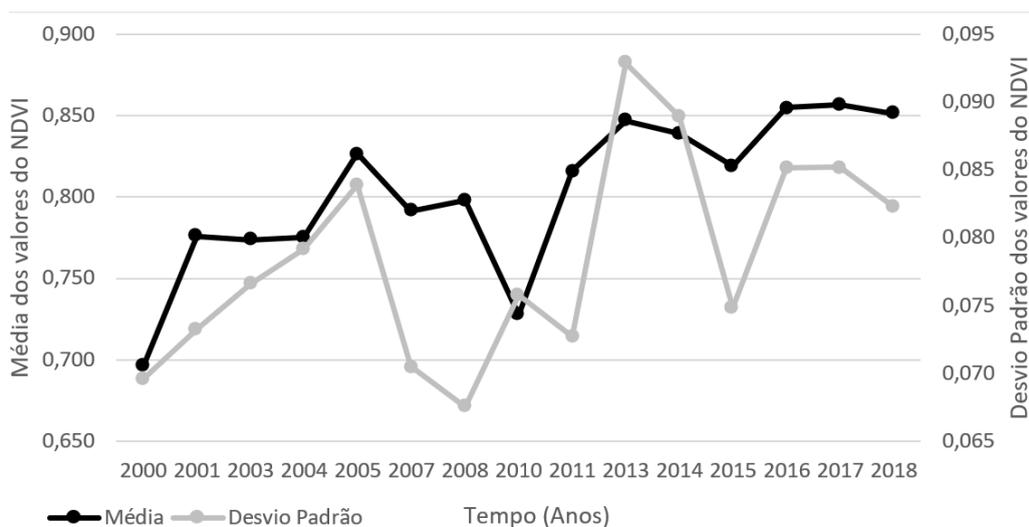
Já no período posterior à criação do PERB, de 2011 a 2018, constatou-se um aumento de 4,3% nos valores médios de NDVI neste período. Atingindo menor valor de média do NDVI após criação da UC no ano de 2011 quando considerado os dois satélites, e quando analisados separadamente (Tabela 2) o menor valor ocorre no ano de 2015 no *Landsat 8*, enquanto o maior valor médio de NDVI depois da criação do parque foi em 2017 com média de 0,857. O menor valor máximo atingido pelo NDVI nesse recorte foi em 2015 com valor de 0,912

e o maior valor máximo ocorreu em 2017 (0,960) assim como nos valores médios de NDVI para o mesmo período.

**Tabela 2. Resultados dos cálculos do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) da cobertura vegetal do Parque Estadual Restinga de Bertiooga (PERB) entre os anos de 2013 á 2018 através de imagens do satélite *Landsat 8*, sensor OLI.**

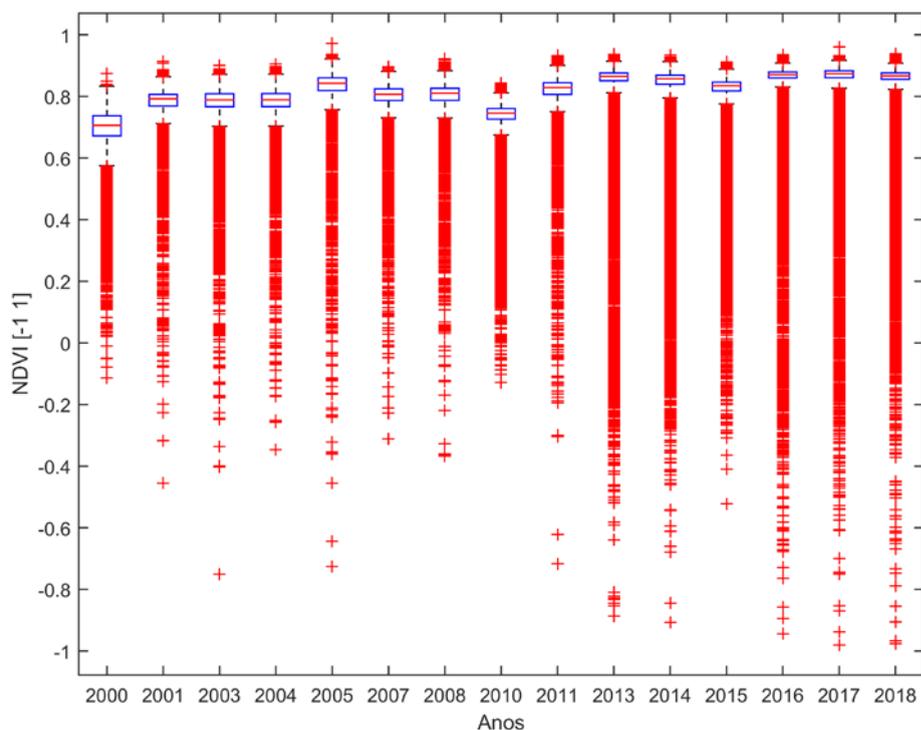
<b>Ano</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>
<b>Média</b>	0,847	0,839	0,819	0,855	0,857	0,851
<b>Máximo</b>	0,937	0,934	0,912	0,936	0,96	0,938
<b>Mínimo</b>	-0,887	-0,908	-0,523	-0,944	-0,98	-0,976
<b>Desvio Padrão</b>	0,093	0,089	0,075	0,085	0,085	0,082
<b>Variância</b>	0,009	0,008	0,006	0,007	0,007	0,007
<b>Moda</b>	0,867	0,867	0,846	0,875	0,882	0,867
<b>Mediana</b>	0,865	0,858	0,834	0,87	0,874	0,867

A dinâmica da complexidade e heterogeneidade do habitat do PERB ao longo destes 18 anos detectada através do NDVI podem ser vistas na Figura 5, onde os valores de NDVI calculados estão organizados por Média e Desvio Padrão de cada ano da série temporal estudada em forma de diagrama de dispersão. Os valores médios do NDVI foram considerados uma medida indireta da complexidade do habitat, pois indicam a complexidade estrutural vertical e quantidade de fitomassa do habitat, enquanto o desvio padrão dos valores do NDVI foi considerado uma medida indireta da heterogeneidade do habitat, pois indicam a variação (dispersão) da complexidade vertical e da fitomassa do ambiente no plano horizontal (OLIVEIRA *et al.*, 2012; GAMARRA *et al.*, 2016). De acordo com Fortunato (2013) a hipótese de complexidade de habitat propõe que habitats mais complexos possuem mais riqueza de espécies. Enquanto que a hipótese de heterogeneidade de habitat propõe que habitats mais heterogêneos são mais diversos por apresentarem maior diversidade de tipos de habitats os quais espécies diferentes podem ocupar.



**Figura 5.** Gráfico de dispersão das Médias e Desvio Padrão dos valores do NDVI da cobertura vegetal do PERB de cada ano da série temporal estudada.

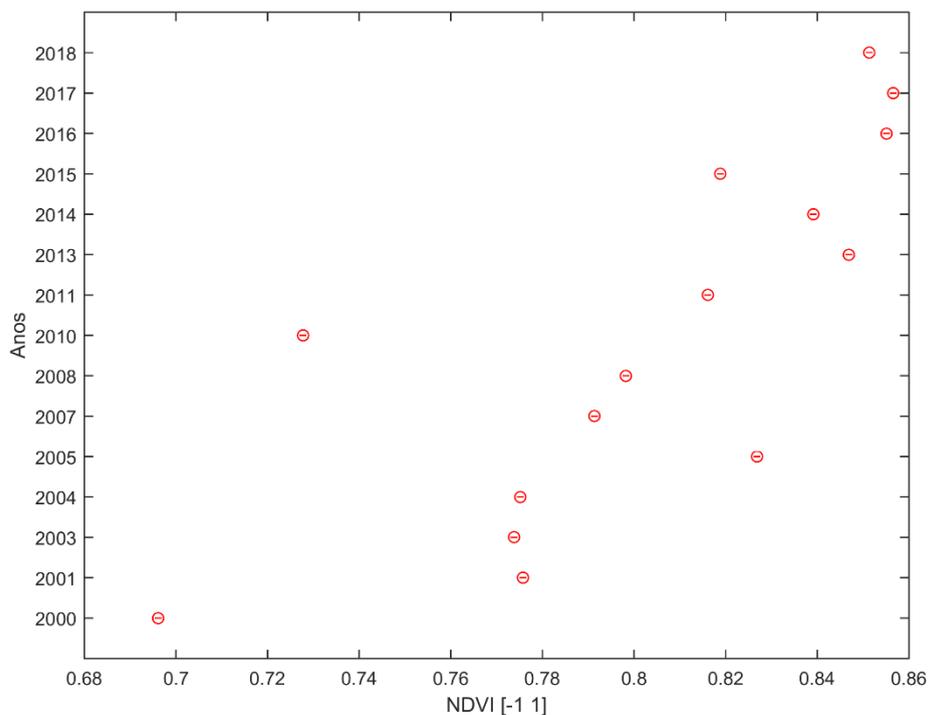
A Figura 6 apresenta os valores obtidos dos cálculos do NDVI das imagens dos satélites *Landsat*, em forma de boxplot com que indica o primeiro e terceiro quartil e a mediana dos valores de NDVI. As cruces vermelhas (+) mostram os valores considerados como espúrios.



**Figura 6.** Gráfico dos valores de NDVI de cada ano estudado em gráfico boxplot onde cada caixa representa 50% dos dados e a respectiva mediana, e os limites que

apresentam os percentis máximos de 90% e mínimo de 10%. Os pontos marcados com o símbolo + representam outliers. Nota-se que nas linhas de tendência dos dados inseridos para os dois conjuntos de valores (correspondentes às imagens dos satélites *Landsat 5* e *Landsat 8*) o aumento nos valores de NDVI tende a ser mais acentuadamente maior a partir de 2010, após a criação do PERB.

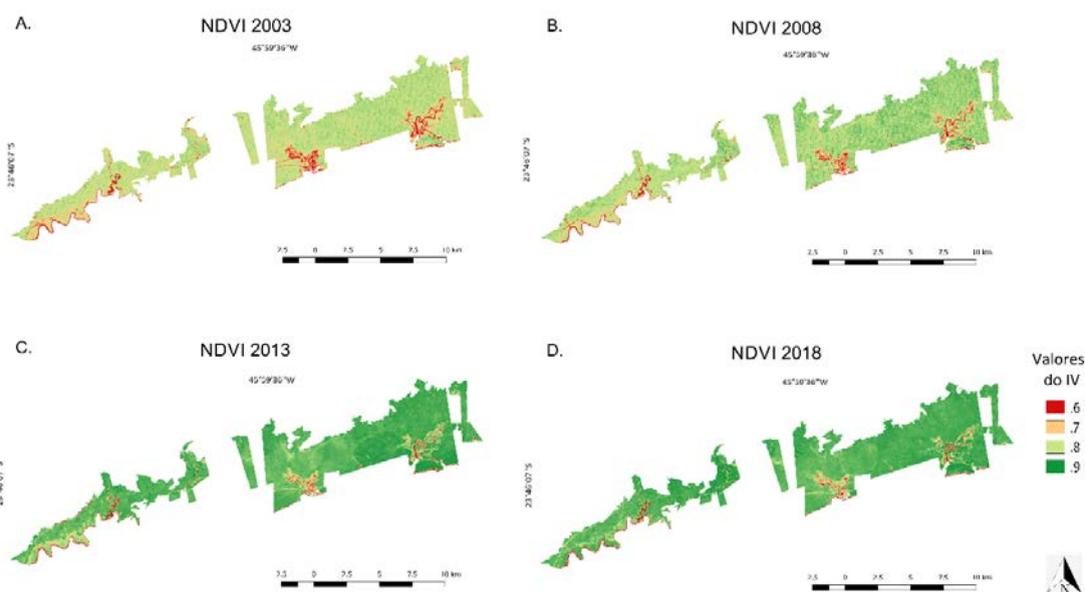
O Teste de Comparações Múltiplas (Figura 7) exibe um gráfico das estimativas e intervalos de comparação para análise de variância. Cada média de grupo é representada por um símbolo ( $\ominus$ ) e o intervalo é representado por uma linha que se estende para fora do símbolo. Duas médias de grupo são significativamente diferentes se seus intervalos forem separados; eles não são significativamente diferentes se seus intervalos se sobrepuserem.



**Figura 7. Teste de Comparações Múltiplas para análise de variância dos valores de NDVI obtidos dos anos 2000 até 2018.**

Os resultados do NDVI da área do parque também podem ser observados visualmente na Figura 8 através das imagens resultados dos IVs com a composição de falsa-cor no QGIS 2.18.20, selecionadas as imagens do período de cinco em cinco anos do último ano da série temporal (*i.e.* 2018, 2013, 2008 e 2003) os quais também estão presentes no Apêndice deste trabalho como forma de material complementar, com maior tamanho e resolução, com cada ano

separado por página para uma melhor visualização e entendimento da evolução da cobertura vegetal da área do parque feitas neste estudo.



**Figura 8. Imagem dos valores de NDVI do PERB em composição de falsa cor no período de 5 em 5 anos, entre os anos de 2003 a 2018. Na paleta de cores os valores menores ou iguais a 0,6 que representam pixels com presença de água ou não vegetados estão assinalados em vermelho, e os pixels com valores iguais ou maiores que 0,9 que representam área densamente vegetada estão em verde escuro.**

Utilizando a mesma metodologia para o EVI2, analisado todos os anos da série temporal (Tabelas 3 e 4), desde o primeiro ano ao último ano estudado ocorreu um aumento de 30,82% nos valores da média do EVI2 e aumento de 37,29% do Desvio Padrão. Quando analisamos os satélites separadamente também ocorre a tendência de aumento do índice, de 6,69% da média do EVI2 na série do *Landsat 5* e de 6,41% na série observada do *Landsat 8*. Sendo o menor valor obtido de médias de 0,350 no ano 2000 e maior valor de média obtido em 2005, o qual registrou 0,415 quando analisamos pelo *Landsat 5* a área antes da criação do PERB.

Após a criação do parque, analisando os dois satélites, o menor valor médio de EVI2 foi no ano de 2011 (0,373) e, separadamente com o uso do *Landsat 8*, a menor média obtida foi de 0,430 em 2013 e a maior de 0,466, no ano de 2017. Quanto aos valores máximos de EVI2 por ano, em 2000 foi

registrado o valor máximo de 0,850, enquanto no último ano antes da criação do PERB (ano de 2010), o valor máximo obtido foi de 0,609. Após a criação do PERB o menor valor máximo foi de 0,705 em 2015 e 2011 e o maior valor máximo foi registrado em 2017 quando chegou a 0,855 indicando pixels com valores altos de EVI2, que correspondem a áreas com biomassa elevada.

Em relação ao desvio padrão, antes da criação do Parque Estadual apresentou os menores valores no ano de 2000 (0,052) e os maiores no ano de 2005 (0,074) e terminando o período em 2010 com desvio padrão de 0,059. E depois da criação do PERB considerando os dois satélites o ano de 2011 apresentou o menor valor destes, e quando analisados separadamente no *Landsat 8* o menor desvio padrão foi em 2015 quando apresentou 0,070 e o maior 0,077 em 2017. Do desvio padrão nos resultados obtidos do *Landsat 5* os valores aumentaram 11,16% entre os anos de 2000 a 2011, e apresentaram aumento de 2,97% entre 2013 e 2018 com o uso do *Landsat 8*. A Tabela 4 apresenta os valores obtidos apenas do *Landsat 8* que representam apenas a área após da criação do PERB.

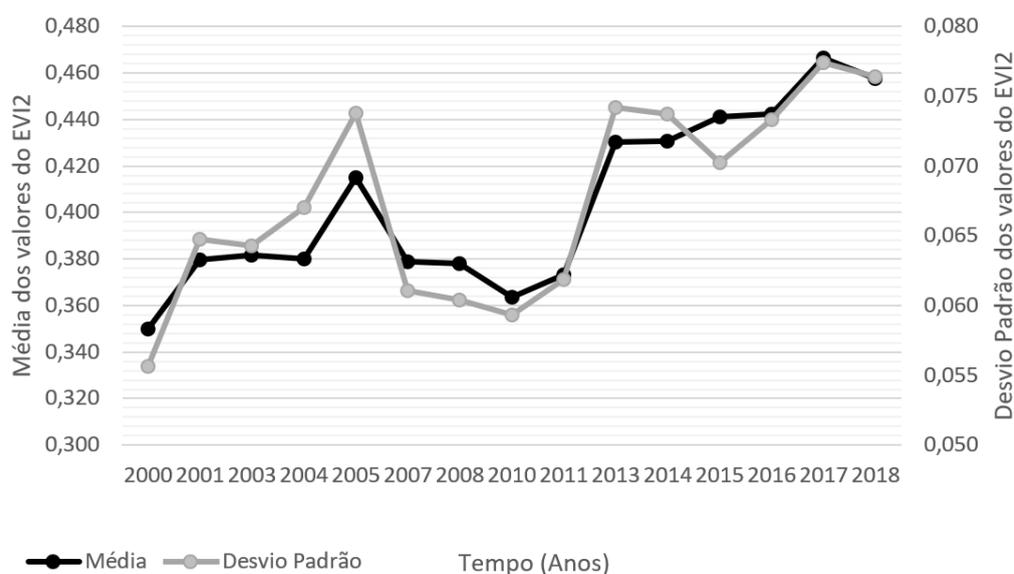
**Tabela 3. Resultados dos cálculos do Índice de Vegetação Realçado (EVI2) da cobertura vegetal do Parque Estadual Restinga de Bertioga (PERB) entre os anos de 2000 á 2011 através de imagens do satélite *Landsat 5*, sensor TM.**

<b>Ano</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>
<b>Média</b>	0,35	0,379	0,382	0,38	0,415	0,379	0,378	0,364	0,373
<b>Máximo</b>	0,85	0,72	0,702	0,685	0,748	0,635	0,693	0,609	0,705
<b>Mínimo</b>	-0,018	-0,149	-0,043	-0,032	-0,1	-0,023	-0,03	-0,03	-0,054
<b>Desvio Padrão</b>	0,056	0,065	0,064	0,067	0,074	0,061	0,06	0,059	0,062
<b>Variância</b>	0,003	0,004	0,004	0,004	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004
<b>Moda</b>	0,356	0,383	0,385	0,383	0,416	0,391	0,384	0,366	0,372
<b>Mediana</b>	0,354	0,39	0,394	0,387	0,424	0,391	0,384	0,375	0,381

**Tabela 4. Resultados dos cálculos de Índice de Vegetação Realçado (EVI2) da cobertura vegetal do Parque Estadual Restinga de Bertioga (PERB) entre os anos de 2013 á 2018 através de imagens do satélite *Landsat 8*, sensor OLI.**

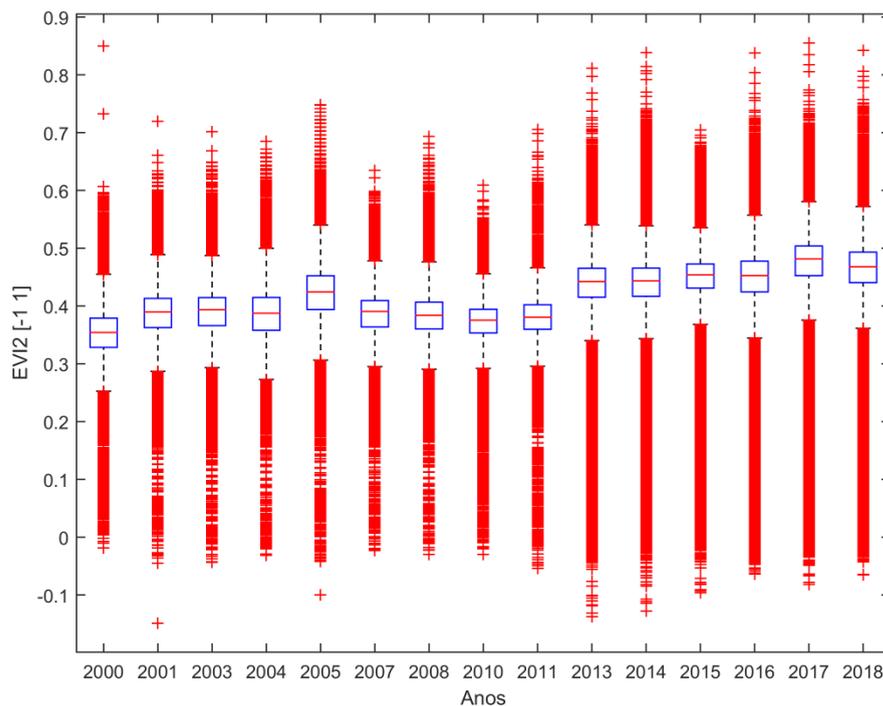
<b>Ano</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>
<b>Média</b>	0,43	0,431	0,441	0,442	0,466	0,458
<b>Máximo</b>	0,811	0,838	0,705	0,838	0,855	0,843
<b>Mínimo</b>	-0,138	-0,127	-0,096	-0,064	-0,082	-0,065
<b>Desvio Padrão</b>	0,074	0,074	0,07	0,073	0,077	0,076
<b>Variância</b>	0,006	0,005	0,005	0,005	0,006	0,006
<b>Moda</b>	0,434	0,446	0,469	0,455	0,503	0,464
<b>Mediana</b>	0,442	0,443	0,454	0,453	0,481	0,468

A dinâmica da complexidade e heterogeneidade do habitat do PERB ao longo destes 18 anos, detectada através do EVI2, podem ser vistas na Figura 9, onde os valores calculados estão organizados por Complexidade (Média) e Heterogeneidade do habitat (Desvio Padrão) por ano analisado em forma de diagrama de dispersão.



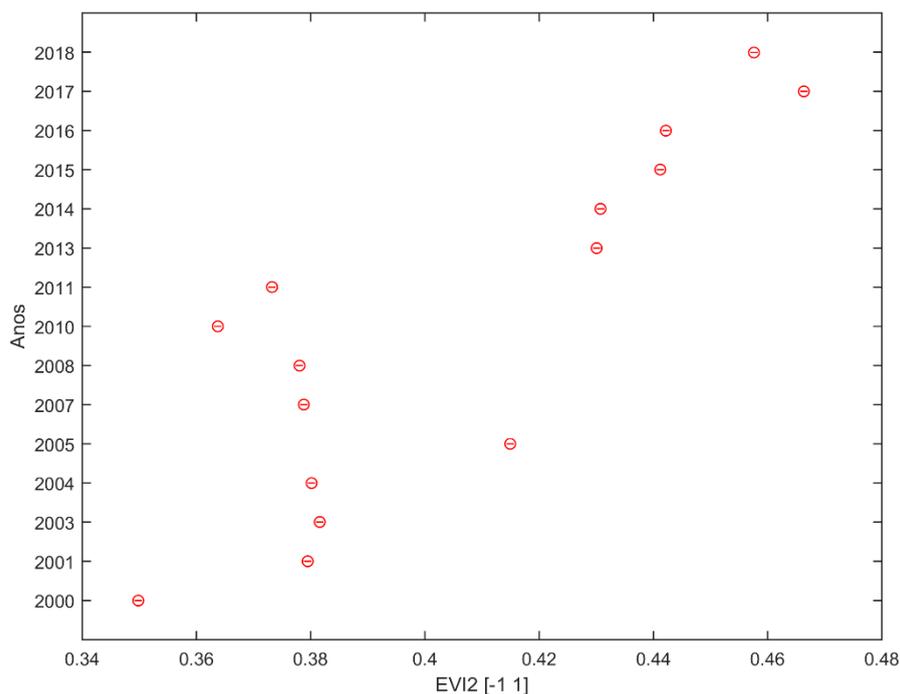
**Figura 9. Gráfico de dispersão de complexidade do habitat (médias) e heterogeneidade de habitat (desvio padrão) dos valores do Índice de Vegetação Realçado (EVI2) da cobertura vegetal do Parque Estadual Restinga de Bertioga (PERB) por ano entre 2000 e 2018.**

A Figura 10 apresenta os valores obtidos dos cálculos do EVI2 das imagens dos dois satélites *Landsat*, que indica o primeiro e terceiro quartil e a mediana dos valores de EVI2. As cruzes vermelhas (+) mostram os valores considerados como outliers, que também são conhecidos como pontos fora da curva, valores que fogem da normalidade ou dados que se diferenciam drasticamente de todos os outros. E, através do *boxplot*, podemos verificar as oscilações e a tendência de aumento dos valores de EVI2 após 2011, primeiro ano após a criação do Parque.



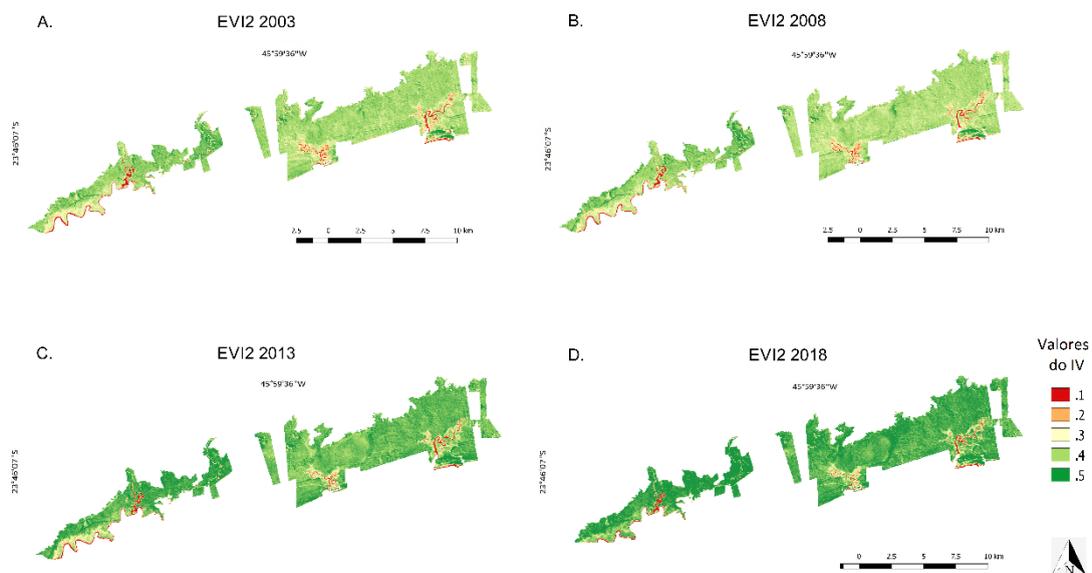
**Figura 10. Gráfico dos valores de EVI2 de cada ano estudado em gráfico boxplot onde cada caixa representa 50% dos dados e a respectiva mediana, e os limites que apresentam os percentis máximos de 90% e mínimo de 10%. Os pontos marcados com o símbolo + representam outliers. Nota-se que nas linhas de tendência dos dados inseridos para os dois conjuntos de valores (correspondentes às imagens dos satélites *Landsat 5* e *Landsat 8*) o aumento nos valores de EVI2 tende a ser mais acentuadamente maior a partir de 2010, após a criação do PERB.**

Através do Teste de Comparações Múltiplas com o uso do EVI2 (Figura 11), exibe um gráfico das estimativas e intervalos de comparação para análise de variância. Cada média de grupo é representada por um símbolo ( $\theta$ ) e o intervalo é representado por uma linha que se estende para fora do símbolo. Duas médias de grupo são significativamente diferentes se seus intervalos forem separados; eles não são significativamente diferentes se seus intervalos se sobrepuserem.



**Figura 11. Teste de Comparações Múltiplas para análise de variância dos valores de EVI2 obtidos entre os anos 2000 e 2018.**

Os resultados do EVI2 da área do parque podem ser observados visualmente na Figura 12 através das imagens resultados do EVI2 com a composição de falsa-cor no QGIS 2.18.20, selecionadas as imagens do período de cinco em cinco anos a partir do último ano da série temporal (*i.e.* 2018, 2013, 2008 e 2003). No final deste trabalho estão disponíveis os resultados do EVI2 com composição de falsa-cor em imagens com maior tamanho e resolução, com cada ano separado por página para uma melhor visualização e entendimento da evolução da cobertura vegetal da área do parque feitas nesta pesquisa.



**Figura 12.** Imagem dos valores de EVI2 do PERB em composição de falsa cor no período de 5 em 5 anos, entre os anos de 2003 a 2018. Na paleta de cores os valores menores ou iguais a 0,1 que representam pixels com presença de água ou não vegetados estão assinalados em vermelho, e os pixels com valores iguais ou maiores que 0,5 que representam área densamente vegetada estão em verde escuro.

## 5. DISCUSSÃO

Recentemente foi aprovado o Plano de Manejo do PERB, instituído pela Resolução SMA nº 203, de 27/12/2018, é o principal instrumento de planejamento e gestão das UC e tem como objetivo orientar a gestão e promover o manejo dos recursos naturais da UC, através de medidas que promovam a proteção da biodiversidade e que possibilitem a integração das unidades à vida econômica e social das comunidades vizinhas, ressaltadas as particularidades de cada categoria de UC (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018).

Os produtos de dados de séries temporais de NDVI contribuíram significativamente para os estudos globais de processos fundiários, interações entre vegetação e clima entre outros avanços nas Ciência do Sistema Terrestre (TOWNSHEND, 1994; DEFRIES e BELWARD, 2000; SUZUKI *et al.*, 2007; JIANG *et al.*, 2008). No entanto, continua a ser um desafio produzir séries temporais de índices de vegetação (IV) consistentes a longo prazo em sistemas de sensores com funções variáveis de resposta espectral, resolução espacial, largura de banda e geometria em órbita (JIANG *et al.*, 2008). Além da análise histórica da cobertura vegetal da área, a técnica proporciona economia no tempo e recursos para o estudo de áreas muito grande ou de difícil acesso ou controle (ARAUJO, 2010; GAMARRA *et al.*, 2016). O NDVI mostrou correlação consistente com a biomassa e a dinâmica da vegetação em vários ecossistemas em todo o mundo (PETTORELLI *et al.*, 2005). Assim como ocorreu na área de pesquisa.

A dinâmica da complexidade (Média do Índice de Vegetação) e heterogeneidade do habitat (Desvio Padrão do Índice de Vegetação) do PERB, detectados através do NDVI ao longo da série temporal estudada, assim como proposto por Gamarra *et al.* (2016), é possível verificar que ambos valores de complexidade e heterogeneidade detectadas seguiram tendências parecidas, exceto nos anos de 2008, 2010 e 2011, nos quais a oscilação dos valores da média e desvio padrão foram contrárias umas das outras, como observado na Figura 5. Estes valores de NDVI apresentaram oscilação constante durante todo o período, porém observa-se um ligeiro aumento quando considerada toda a série temporal. Observando todo o período estudado, de 2000 a 2018 através do

uso do NDVI (Figura 5) verificou-se o aumento de 22,31% na complexidade do habitat e aumento de 18,35% na heterogeneidade do habitat. Analisando cada satélite separadamente, no *Landsat 5*, dos anos 2000 ao 2011 houve um aumento na complexidade de habitat de 17,24%, nas imagens do *Landsat 8* dos anos 2013 ao 2018 o aumento da complexidade de habitat foi de 0,53%. A heterogeneidade de habitat no *Landsat 5* aumentou em 18,35% e no *Landsat 8* houve uma variação de negativa de -11,38% no valor de heterogeneidade de habitat.

Já quando analisada a complexidade e heterogeneidade da cobertura vegetal do PERB através do EVI2 (Figura 9), esta apresentou movimentos similares entre as variações da média e desvio padrão, exceto no ano de 2015 essa variação foi contrária. Neste período analisado através do EVI2 (Figura 9), verificou-se o aumento de 30,82% na complexidade do habitat e observou-se aumento de 37,29% na heterogeneidade do habitat. Quando analisado cada satélite separadamente, no *Landsat 5*, entre os anos 2000 a 2011, houve um aumento na complexidade de habitat de 6,69%, porém analisando os anos anteriores ocorreu uma série de crescimento da complexidade de habitat atingindo o valor mais alto desse período no ano de 2005 e desde então apresentou uma série com valores com tendência negativa, no ano de 2010 apresentou valores de complexidade e heterogeneidade do habitat menores do que os apresentado no ano de 2001. Nas imagens do *Landsat 8*, dos anos 2013 ao 2018, houve uma inclinação quanto ao aumento da complexidade de habitat, que foi de 6,41%, a heterogeneidade de habitat no *Landsat 5* aumentou em 11,16% e, no *Landsat 8*, houve aumento de 2,97% na heterogeneidade de habitat quando comparados os primeiros com os últimos valores obtidos.

Indicando assim um resultado final de aumento nos níveis de complexidade e heterogeneidade do habitat para a cobertura vegetal do PERB, no período estudado, em ambos os IVs. Os componentes espaciais da paisagem, como a complexidade e heterogeneidade do habitat influenciam diretamente a diversidade e distribuição de organismos, afetando variáveis como a presença e abundância das espécies e suas interações com o meio biótico (GAMARRA *et al.*, 2016). O aumento na heterogeneidade e complexidade do

habitat é o reflexo do aumento da diversidade do habitat no decorrer dos anos (AUGUST, 1983).

Nos gráficos *boxplot* dos IVs, pode-se observar a evolução dos valores de NDVI (Figura 6) e do EVI2 (Figura 10) dos dois satélites para cada ano da série temporal. Percebe-se que até o ano de 2010 é onde ocorria a maior variação dos valores durante a série amostral. A oscilação dos valores de ambos IVs registrados para o período anterior da criação do PERB foram maiores do que as oscilações que ocorreram após a criação do Parque. A retração dos valores dos IVs, também foi mais acentuada até o ano de 2010, podendo indicar os riscos que a cobertura vegetal da área estudada apresentava antes de se tornar uma UC com criação do PERB, em dezembro de 2010, ano o qual apresentou valores próximos aos registrados no início da série temporal estudada. A partir de 2011 ainda ocorrem oscilações, a principal deve-se a mudança de satélite a partir desse ano, passando então para o *Landsat 8* em 2013. Considerando a partir de 2013 ainda se observa uma variação entre os valores de ambos os IVs no decorrer da série, porém menor quando comparada à série anterior a criação do PERB além de possuir uma tendência positiva de aumento dos valores médios destes índices no decorrer dos anos. É possível observar esta evolução de forma mais clara através da análise com o EVI2 (Figura 10), onde os valores variaram menos, com uma tendência de aumento nos valores do IV a partir da criação do PERB, exceto no ano de 2018, onde apresentou uma ligeira queda nos valores do IV.

Na Figura 7 é apresentado o Teste de Comparações Múltiplas das Médias para análise de variância dos valores de NDVI de todos os anos estudados e mostra um cenário mais variável do que quando utilizado o EVI2, Através do Teste de Comparações Múltiplas do NDVI (Figura 7) foi possível verificar que parte dos anos possui diferença significativa entre eles, excluindo-se os anos 2001, 2003, 2004, além de 2011 e 2015 e os anos 2016 e 2017, o restante dos anos são significativamente diferentes entre eles.

No Teste de Comparações Múltiplas dos valores do EVI2 que é apresentado na Figura 11, a maior parte dos valores dos primeiros anos analisados da série temporal, antes da criação do PERB, não são significativamente diferentes pois seus intervalos se sobrepõem no Teste de

Comparações Múltiplas das Médias. Antes da criação do PERB foi possível verificar que apenas no ano 2000 e 2005 houve uma diferença significativa nos resultados quando comparado o restante dos outros anos. Entre 2001 e 2008, excluindo-se o ano 2005 estes anos não apresentaram diferença significativa entre eles o que implica em uma tendência de estagnação nos valores do IV. A partir da criação do Parque Estadual apenas duas duplas não apresentaram diferença significativa, que foram entre os anos 2013 e 2014, e entre os anos de 2015 e 2016, o restante dos anos se mostraram significativamente diferentes e com tendência no aumento dos valores de EVI2.

Através da composição colorida de falsa cor dos mapas do PERB utilizado o NDVI, considera-se para avaliação dos alvos terrestres os valores menores e iguais a 0,1 equivalentes a pixels não vegetados e os valores próximos de 0,8 referem-se à vegetação mais densa (WEIER e HERRING, 2000). A maior parte dos valores próximos a zero na área de estudo são referentes a presença de água nos rios, manguezais e áreas alagadas (*i.e.* Mata Paludosa) presentes dentro do PERB (*e.g.* Rio Itapanhaú, Rio Itaguaré e Rio Guaratuba). Já o EVI2, classifica os pixels com vegetação mais densa a partir de 0,4.

De acordo com o Plano de Manejo do PERB (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018), quanto ao meio biótico, é a única unidade de conservação de proteção integral de todo o litoral paulista, que devido à heterogeneidade de condições edáficas, abriga um complexo mosaico de associações vegetacionais. Quanto mais próximo da encosta da Serra do Mar, a floresta da Baixada Litorânea se apresentará mais desenvolvida em relação a aquela situada nas zonas de arrebentação das ondas. Assim como apresentado no Plano de Manejo, na Figura 8 é possível observar que os valores mais altos de NDVI, próximos a 0,8 no início da série temporal de estudo, eram escassos e concentrados no sopé da Serra do Mar e em feições geográficas mais elevadas como o Morro do Guaratuba. A partir da criação do PERB pode-se verificar um aumento gradual nos valores de NDVI, gerado pelo adensamento da cobertura vegetal, através da proteção conferida pela UC, evitando a supressão da vegetação e outras interferências antrópicas, atingindo seu melhor estado de conservação da cobertura no último ano analisado, em 2018.

Quando aplicada a composição de falsa-cor com o QGIS 2.18.20 nas imagens de satélite calculadas com fórmula do EVI2, pode-se observar na Figura 12 uma melhora na qualidade visual no mapa e suas respectivas informações, como melhor nitidez, além da diminuição nos valores médios e ruídos em relação ao NDVI, evitando os efeitos da saturação e também favorecendo a capacidade de discriminação dos tipos e condição da vegetação, assim como em Jiang *et al.*, (2008). Ao analisar a Figura 12A de 2000 e 9B de 2008, é possível identificar que as áreas com os valores mais altos de EVI2, próximos de 0,5, apresentam-se majoritariamente nas regiões como no sopé do Parque Estadual da serra do Mar (PESM), nos limites ao norte do Parque e em áreas elevadas, como o Morro do Guaratuba na porção sudeste da gleba leste do PERB e áreas próximas da SP-098 (Rodovia Mogi-Bertioga), na porção nordeste na parte da gleba oeste do PERB.

Corroborando com o informado no Plano de Manejo do PERB, a gleba oeste do Parque apresenta uma proteção maior contra os impactos da fragmentação e ocupação do entorno, pois limita-se pelo rio Itapanhaú, que acaba cumprindo uma função de barreira natural e apesar de intensos vetores de pressão, como a ocupação desordenada no bairro Chácara Vista Linda, raramente são registradas ocorrências no interior do PERB nesta gleba. Mesmo notando um ligeiro aumento nos valores de EVI2 no ano de 2008 quando comparado com 2003, ainda é possível notar o tom de amarelo bastante evidente, representando valores em torno de 0,3. A Figura 12C mostra o resultado do EVI2 do PERB no ano de 2013, a primeira análise visual do mapa após a área se tornar UC e ser legalmente protegida já mostra um mapa com predominância de tons verdes, segundo os valores de EVI2 entre 0,4 e 0,5. A Figura 8D traz os resultados de EVI2 do PERB no ano de 2018, que apresentam predominância dos tons de verde, principalmente na faixa de 0,5. Nesta última imagem, pode-se observar o aumento da complexidade do habitat e o aumento dos valores de EVI2 nas áreas centrais do PERB, deixando o mapa com a predominância de tons em verde escuro, o que indica altos valores do IV nesta área.

Restingas são complexas, frágeis e altamente afetadas pelo desmatamento, dependem da dinâmica hídrica das áreas onde ocorrem, as

quais interferem no processo de sucessão ecológica das restingas, que pode ser reversível somente a longo prazo (MARTINS *et al.*, 2008). Mais especificamente, quanto ao seu meio físico, o PERB localiza-se em uma região de extrema fragilidade, por estar inserido em uma área de formação Geológica Quaternária originária do Pleistoceno, há cerca de 2,58 milhões de anos atrás (GSA, 2018) e foi responsável pelas formações das camadas inferiores do solo através da sedimentação arenosa formada por correntes de deriva litorânea e pela variação no nível do oceano (SUGUIO e TESSLER, 1984). Os cordões litorâneos foram depositados desde a época do Holoceno, há 12 mil anos atrás (GSA, 2018), com a formação dos cordões litorâneos, bancos e restingas recentes (FLEXOR *et al.*, 1984). De acordo com Suguio *et al.* (2018), a parte litorânea da área de estudo data cerca de 6.800 a 3.600 anos atrás.

A área na qual o PERB está inserido é considerada bastante importante por se tratar de remanescentes da Mata Atlântica, que cobrem as escarpas e montanhas ao longo da costa atlântica. áreas contínuas de florestas sobre a Planície Costeira, assim como as fitofisionomias de praia e dunas e escrube são de especial importância para a conservação do Bioma (JOLY *et al.*, 1999; SCARANO, 2002; SCARANO, 2009), porém são poucos trechos com vegetação de restinga em UCs no estado de SP (WWF, 2008). Ainda sim os trechos mais preservados da Mata Atlântica encontram-se em geral no interior das UCs, que merecem ações de planejamento para sua proteção (SOS MATA ATLÂNTICA, 2018).

Segundo Rocha *et al.* (2007), o monitoramento da taxa de perda de hábitat de restinga apresenta algumas limitações como a falta de informações sobre a localização e extensão dos remanescentes de restinga e sobre os principais fatores de degradação em cada um deles. E não há informações suficientes sobre o estado de conservação desses remanescentes para apoiar ações de proteção (ROCHA *et al.*, 2007; LIMA *et al.*, 2011). Neste sentido esta pesquisa dá suporte no entendimento da dinâmica da restinga no município de Bertioga através da análise multitemporal da cobertura vegetal do PERB.

O PERB protege a sub-bacia do Rio Itapanhaú, que é considerada uma área prioritária para a conservação dos recursos hídricos, pois é o principal manancial de abastecimento do município de Bertioga (WWF, 2008). Protege

também as sub-bacias dos rios Itaguaré e Guaratuba, que apresentam boa qualidade da água e disponibilidade hídrica. A WWF (2008) afirma, que de modo geral, embora haja pressões incidentes sobre os mananciais do PERB (e.g. construção de barramentos para captação de água superficial, lançamento superficial de efluentes, ocupação de áreas com práticas agrossilvopastoris ou humanas), as condições dos recursos hídricos encontram-se protegidas e desempenhando sua função hidrológica permanente.

Os resultados obtidos em nossa pesquisa indicam uma melhora na cobertura vegetal do local, pois devido à proteção, gestão, informação e educação gerada pela UC, houve redução no desmatamento e naturalmente a área lentamente vem se regenerando, principalmente no perímetro da UC. Entretanto as oscilações dos valores de IV indicam que o PERB ainda corre riscos. Segundo o diagnóstico de problemas identificados no Plano de Ação de Fiscalização, elaborado pelo órgão gestor da unidade e pelo comando local do policiamento ambiental, no âmbito do Sistema Integrado de Monitoramento de Unidades de Conservação (SIM) (SÃO PAULO, 2017a), a unidade apresenta 5 principais problemas, listados e hierarquizados aqui pelo grau de prioridade em função de sua pressão a sua conservação, sendo estes: invasões e construções irregulares, caça (envolvendo localização de ranchos em áreas de difícil acesso), extração de espécies nativas como o palmito-juçara (*Euterpe edulis*), turismo irregular e extração de espécies ornamentais, como orquídeas, bromélias etc.

Não menos importante é o impacto do turismo desordenado sobre ecossistemas mais frágeis e o aumento da poluição do solo e da água nas áreas já urbanizadas do entorno, com efeitos indiretos sobre a vegetação (WITTMAYER *et al.*, 2008; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018). O turismo pode trazer benefícios para as regiões de destino, ao mesmo tempo em que seu crescimento desordenado normalmente provoca danos às vezes irreversíveis à natureza e as culturas, como por exemplo a degradação ecológica ou destruição do patrimônio natural, pela construção de alojamentos e outras infraestruturas, deficiências de saneamento básico e poluição das águas e solos por dejetos e esgotos, erosões causadas por desmatamentos e abertura e usos indevidos de trilhas (VIEIRA FILHO *et al.*, 2002). De acordo com Wittmeyer *et al.* (2008),

populações humanas ao redor de áreas protegidas frequentemente geram impactos significativos na biodiversidade.

Segundo a Fundação Florestal (2018), a divisão dos limites do PERB em três glebas não é o desenho ideal para uma unidade de conservação, e ainda que as áreas entre as glebas estejam protegidas por Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) (*i.e.* RPPN Costa Blanca e RPPN Hercules Florence 1 a 6), é importante garantir a conectividade entre as três glebas, reforçando a proteção da vegetação nativa, e amenizar os efeitos de borda na UC.

Em um raio de 3 Km da UC existem grandes empreendimentos, que podem ser considerados como vetores de pressão. São estas duas rodovias estaduais a SP-055 (Rio-Santos) e a SP-098 (Mogi-Bertioga), um gasoduto (Oleoduto Transpetro), trechos da rede de linhas de transmissão (138kV) e três grandes loteamentos, Riviera de São Lourenço, Guaratuba Resort e Morada da Praia (SÃO PAULO, 2017a; SÃO PAULO, 2017b; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018.) E como qualquer tipo de empreendimento, impactam negativamente a biodiversidade, com o aumento do efeito de borda dificultando a conectividade entre suas áreas (JAARSMA *et al.*, 2006; LUCK, 2007; WITTMAYER *et al.*, 2008; BAGER *et al.*, 2016). Portanto, é essencial o monitoramento dessas áreas.

Com baixa disponibilidade de áreas para novas ocupações e altas taxas de crescimento populacional no município de Bertioga, o adensamento e a verticalização da área urbana podem ser observados e projetados como tendência para os próximos anos (INSTITUTO POLIS, 2014; IBGE, 2018), o que pode causar impactos diretos em seu ambiente, ocasionando a alteração no fluxo dos ventos, da radiação solar, do fotoperíodo, da paisagem, dentre outros efeitos (GIRIDHARAN *et al.*, 2007; NUCCI, 2008; ESTÊVEZ e NUCCI, 2015). Além de aumentar a geração de poluentes e a demanda por infraestrutura de saneamento. Outra consequência da expansão urbana sem planejamento é a fragmentação da paisagem e a supressão da vegetação nativa, que é uma das principais ocorrências registradas nos autos de infração, dentro e no entorno do PERB (SÃO PAULO, 2017a; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018).

O PERB apesar de ser uma UC criada no final de 2010 e ter seu plano de manejo recentemente aprovado, no final de 2018, apresenta evidentes resultados de sua proteção e da permanente fiscalização de sua área, cumprindo

seu principal objetivo de proteção da biodiversidade, dos recursos hídricos e do corredor biológico entre os ambientes marinho-costeiros, a restinga e a Serra do Mar (WWF, 2008; BANZATO *et al.*, 2012), formando um contínuo biológico para garantir a perpetuidade dos seus processos ecológicos e fluxos gênicos, bem como a realização do ecoturismo, lazer e a educação ambiental para toda a sociedade (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018). Portanto, segundo nossos resultados, o PERB vem cumprindo seu papel como UC e têm contribuído para o restabelecimento da cobertura vegetal na região estudada.

## **6. CONCLUSÃO**

Mesmo com o EVI2 fornecendo um melhor resultado quando comparado ao NDVI, ambos os índices de vegetação se mostraram úteis para a análise da cobertura vegetal em áreas de grande dimensão e de difícil acesso, como ocorre no PERB. É possível afirmar que muitas das ações causadoras de supressão de vegetação na área de pesquisa apresentaram redução significativa com a criação desta UC e, lentamente, a vegetação tem se regenerado, conforme evidenciado pelo aumento nos valores de ambos os índices de vegetação, e nos níveis de complexidade e heterogeneidade de habitat após sua criação. Estes resultados indicam que o PERB está cumprindo seu papel na proteção e conservação desta área, porém a área ainda sofre algumas pressões antrópicas.

## 7. TRABALHO SUBMETIDO

### JARS 190382 Confirmation of Manuscript Submission

jars@spie.org

Qua, 22/05/2019 15:23

Para: vitor.calca@hotmail.com <vitor.calca@hotmail.com>

Cc: giordano@unisanta.br <giordano@unisanta.br>; renanribeiro@unisanta.br <renanribeiro@unisanta.br>;  
brunoferrerte@unisanta.br <brunoferrerte@unisanta.br>

Dear Mr. Rocha,

I am pleased to acknowledge receipt of your manuscript entitled "Temporal analysis of Restinga de Bertioiga State Park vegetation cover from the years 2000 to 2018 using EVI2," which you have submitted to be considered for publication in the Journal of Applied Remote Sensing (JARS).

The authors listed on this manuscript are:

Vitor Rocha  
Fábio Giordano  
Renan Ribeiro  
Bruno Ferrerte

All authors named on a manuscript are expected to have made a significant contribution to the writing, concept, design, execution, or interpretation of the work represented. If you feel you are incorrectly included as an author on this manuscript, please respond immediately to this message indicating your concerns.

The manuscript control number for your paper is JARS 190382. Please refer to this number in any correspondence.

You may check on the status of this manuscript at any time by selecting the "Check Manuscript Status" link after logging in at the following URL:

<https://jars.msubmit.net/cgi-bin/main.plex>

If you have any questions about your submission, please contact the editorial staff using the "Send Manuscript Correspondence" link, or send an e-mail to journals@spie.org.

If you receive a suspicious email purporting to be from this journal and you question its authenticity, please contact us immediately at jars@spie.org.

Note to all authors: Please be sure to update your areas of expertise and contact information in your Journal of Applied Remote Sensing profile at <https://jars.msubmit.net/cgi-bin/main.plex>. If you are unsure of your login name or password, use the "Unknown/Forgotten Password" link. Once logged on, you can modify your account information via the "Modify Profile/Password" link at the bottom of your homepage.

Thank you for submitting your work to the Journal of Applied Remote Sensing.

Sincerely,

Dr. Ni-Bin Chang  
Editor-in-Chief  
Journal of Applied Remote Sensing

## 8. REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A.N. A Serra do Mar e o litoral de Santos. **Notícia Geomorfológica**, São Paulo, v. 5, n. 9-10, p. 70-77, 1962.
- ALMEIDA, A.Q. *et al.* Enhanced Vegetation Index (EVI) na análise da dinâmica da vegetação da reserva biológica de Sooretama, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.6, p.1099-1107, 2008
- ALMEIDA, D.S. Recuperação ambiental da mata atlântica. **SciELO-Editus-Editora da UESC**, v. 3, p. 200, 2016.
- ALVES, L.F. *et al.*, Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest ecology and management**, v. 260, n. 5, p. 679-691, 2010.
- ANDRADE, M.A.B.; LAMBERTI, A. A Baixada Santista. Aspectos geográficos. As bases físicas. São Paulo, **Editora da Universidade de São Paulo**, 1965.
- ARAUJO, C.A.S. **Aplicações de técnicas de sensoriamento remoto na análise multitemporal do ecossistema manguezal na Baixada Santista, SP.** Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2010.
- ARAÚJO, D.S.P.; LACERDA, R.P.B. Natureza das restingas. **Ciência Hoje**, v.6, p. 42-48, 1987.
- ASHTON, P.S.; CTFS Work Group. Floristics and vegetation of the forest dynamics plots. p. 90-102. Em: Losos, E.C.; Leigh Jr. E.G. (Eds). **Tropical forest diversity and dynamism: Findings from a large-scale plot network**. Chicago, University of Chicago Press, 2004.
- AUGUST, P.V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1495-1507, 1983.
- AZEVEDO, N. H. *et al.* **Ecologia na restinga: uma sequência didática argumentativa**. 1. ed. São Paulo: Edição dos autores, p.140, 2014
- BAGER, A. *et al.* Os caminhos da conservação da biodiversidade brasileira frente aos impactos da infraestrutura viária. **Biodiversidade Brasileira**, n. 1, p. 75-86, 2016.
- BANZATO, B.M. *et al.* Análise ambiental de unidades de conservação através dos métodos SWOT e GUT: O caso do Parque Estadual Restinga de Bertiooga. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, v. 6, n. 1, p. 38-49, 2012.

BENCKE, G.A. *et al.* Áreas importantes para a conservação de aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. **Save Brasil**, São Paulo, 2006.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs) – Americas. **SAVE Brasil**, 2018. Disponível em:

<https://www.birdlife.org/americas/programmes/important-bird-and-biodiversity-areas-ibas-americas>.

BOURSCHEID, K.; DALTRINI NETO, C.; REIS, A. Levantamento das Bromeliaceae da Fazenda Acaraú, Bertioga – São Paulo: riqueza específica e estratificação vertical. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, n. 2, p.663-665, 2007.

BRASIL. **Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III, e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. Brasília, 18 de julho de 2000. Disponível em:

[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm)

CARLSON, T.N.; RIPLEY, D.A. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. **Remote Sensing of Environment**, v.62, p.241–252, 1997.

CINCOTTA, R. P.; WISNEWSKI, J.; ENGELMAN, R. Human population in the biodiversity hotspots. **Nature**, v. 404, n. 6781, p. 990, 2000.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução No 417**, DE 23 DE NOVEMBRO DE 2009. Dispõe sobre parâmetros básicos para definição de vegetação primária e dos estágios sucessionais secundários da vegetação de Restinga na Mata Atlântica e dá outras providências. Publicada no DOU nº 224, de 24/11/2009, pág. 72. 2009.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.7 Regulamentação do decreto 750/1993 para a restinga do estado de São Paulo**. Diário Oficial da União N°. 165,26 ago 1996, seção 1, p.16386-16390, 1996.

CONSERVATION INTERNATIONAL. **Biodiversity hotspots – Atlantic Forest**, 2018. Disponível em:

[http://www.biodiversityhotspots.org/xp/Hotspots/atlantic\\_forest/Pages/default.aspx](http://www.biodiversityhotspots.org/xp/Hotspots/atlantic_forest/Pages/default.aspx).

COSTA, R.A.; SAAD, A.R. Análise Geoambiental Do Município De Bertioga, Baixada Santista (Sp), Para Fins De Avaliação Da Balneabilidade De Suas Praias No Período Compreendido Entre 2004-2016. **Revista Educação - UNIVERITAS / Universidade de Guarulhos**, v. 12, n. 2, p. 60, 2018.

DAEE, Departamento de Águas e Energia Elétrica. São Paulo, Brasil, 2018.

Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/>.

DANSEREAU, P. Distribuição de zonas e sucessão nas Restingas do Rio de Janeiro. **Boletim Geográfico**, v. 60, p. 1431-1433, 1947.

DEAN, W. With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest. **University of California Press**, Berkeley, 1995.

DEFRIES, R. S.; BELWARD, A. S. Global and regional land cover characterization from satellite data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, p. 1083–1092, 2000.

ECKERT, S. *et al.* Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia. **Journal of Arid Environments**, v. 113, p. 16-28, 2015.

ELLIS, E. C. *et al.* Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global ecology and biogeography**, v. 19, n. 5, p. 589-606, 2010.

ELLIS, E. C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439-447, 2008.

ESTEVEZ, F. A. (ed.) **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**, 1a ed. Núcleo de Pesquisa Ecológicas de Macaé (NUPEM), UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, p. 442, 1998.

ESTEVEZ, F.A.; LACERDA, L.D. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. **Computer & Publish Editoração Gráfica**. Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM/UFRJ), p. 394, 2000.

ESTÊVEZ, L.F.; NUCCI, J.C. A questão ecológica urbana e a qualidade ambiental urbana. **Revista Geografar**, v. 10, n. 1, p. 26-49, 2015.

- FALKENBERG, D.B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. *INSULA Revista de Botânica*, UFSC, Florianópolis, v. 28, p. 01, 1999.
- FERNANDES, D.S.; SÁ, C.F.C. Estudo florístico preliminar das restingas remanescentes do Município de Armação dos Búzios/RJ. In: **Anais do Simpósio de ecossistemas Brasileiros: Conservação**. Vitória: Academia de Ciências do Estado de São Paulo (ACIESP), v. 2, p. 270-278. 2000.
- FERREIRA, L.G.; FERREIRA, N.C.; FERREIRA, M.E. Sensoriamento remoto da vegetação: evolução e estado-da-arte. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 30, n. 4, p. 379-390, 2008.
- FLEXOR, J.M. *et al.* Gênese dos cordões litorâneos da parte central da costa brasileira. In: LACERDA, L.D., ARAÚJO, D.S.D., CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. (Orgs.). **Restingas, Origem, Estrutura, Processos**. Niterói, CEUFF. 1984.
- FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biology Conservation*, v. 34, p. 17-34. 1985.
- FORTUNATO, Danilo de Siqueira. Importância da heterogeneidade de habitats na estruturação da diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  de morcegos Phyllostomidae no Cerrado, 2013.
- FREITAS, S. R.; SHIMABUKURO, Y. E. Diagnosticando florestas tropicais através do sensoriamento remoto. In: **Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto**, n. 13, Florianópolis, INPE, 2007.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Parque Estadual Restinga De Bertioga: Apresentação**. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2019. Disponível: <http://fflorestal.sp.gov.br/parque-estadual-restinga-de-bertioga/>.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Plano de Manejo Parque Estadual Restinga de Bertioga**. Fundação Florestal, Sistema Ambiental Paulista, Governo do Estado de São Paulo, 2018.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/ INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais de Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000**, São Paulo. Relatório Final, 2000.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic Rain Forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 286-293, 1998.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. Atlantic Forest hotspot status: an overview, In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I.G. (Eds.), **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Island Press, Washington, p. 3-11, 2003.

GAMARRA, R. M. *et al.* Uso do NDVI na análise da estrutura da vegetação e efetividade da proteção de unidade de conservação no cerrado. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 37, p. 307-332, 2016.

GINCIENE, B.R.; BITENCOURT, M.D. Utilização do EVI (Enhanced Vegetation Index) para maior sensibilidade na detecção de mudanças temporais em fragmentos de floresta estacional semidecidual. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)**, Curitiba, PR, Brasil, INPE p.1620, 30 de abril a 05 de maio de 2011.

GIRIDHARAN, R. *et al.* Urban design factors influencing heat island intensity in high-rise high-density environments of Hong Kong. **Building and Environment**, v. 42, n. 10, p. 3669-3684, 2007.

GITELSON, A. A. Wide dynamic range vegetation index for remote quantification of biophysical characteristics of vegetation. **Journal of Plant Physiology**, v. 161, p. 165–173, 2004.

GSA, Geological Society of America. **Geological time scale (2018)**. The Geological Society of America, Inc. WALKER, J.D.; GEISSMAN, J.W.; BOWRING, S.A.; BABCOCK, L.E.; compilers, 2018, Geologic Time Scale v. 5.0. The Geological Society of America, 2018.

GUEDES, D. *et al.* Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de fragmentos de floresta de restinga no município de Bertioga–SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 17, n. 2, p. 143-150, 2005.

GUEDES, D.; BARBOSA, L.M.; MARTINS, S.E. Composição Florística e Estrutura Fitossociológica de dois fragmentos de floresta de restinga no Município de Bertioga, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Sociedade Botânica do Brasil, v. 20, n. 2, p. 299-311, 2006.

GUEDES-BRUNI, R.R.; SILVA, A.G.; MANTOVANI, W. Rare canopy species in communities within the Atlantic Coastal Forest in Rio de Janeiro State, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, p. 387–403, 2009.

HAMUNYELA, E.; VERBESSELT, J.; HEROLD, M. Using spatial context to improve early detection of deforestation from *Landsat* time series. **Remote sensing of environment**, v. 172, p. 126-138, 2016.

HOCHBERG, J.; TAMHANE, A. Multiple comparison procedures. **John Wiley & Sons**, 1987.

HUETE, A. R. *et al.* Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, n. 83, p. 195-213, 2002.

HUETE, A.R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, n. 25, p. 295–309, 1988.

HUETE, A.R. *et al.* A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, n. 59, p. 440–451, 1997.

IBAMA. **Ecosistemas Brasileiros – Mata Atlântica**, 2018. Disponível em: [http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/mata\\_atlantica.html](http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/mata_atlantica.html).

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Bertioga, São Paulo, Brasil. 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/bertioga>.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mudança do Referencial Geodésico**. Projeto Mudança do Referencial Geodésico – PMRG, Diretoria de Geociências, 02 de março de 2005. Disponível: [https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/noticia\\_sirgas.shtm](https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/noticia_sirgas.shtm).

INSTITUTO PÓLIS. **Agendas de desenvolvimento sustentável: contribuições para a Baixada Santista e Litoral Norte de São Paulo**. Coord.: Nelson Saule Jr. e outros. São Paulo: Instituto Pólis, 2014.

JAARSMA, C.F.; VAN LANGEVELDE, F.; BOTMA, H. Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. **Transportation Research Part D-Transport and Environment**, v. 11, n. 4, p. 264-276, 2006.

- JIANG, Z. *et al.* Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 10, p. 3833-3845, 2008.
- JOLY, C.A. *et al.* Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura** (São Paulo), v. 51, n. 5, p. 331-348, 1999.
- JUSTICE, C. O. *et al.* The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Land Remote Sensing for Global Change Research. **IEEE Transactions On Geoscience And Remote Sensing**, v. 36, n. 4, 1998.
- KARNIELI, A. *et al.* Temporal dynamics of soil and vegetation responses in a semi-arid environment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 19, p. 4073-4087, 2002.
- KERR, J.T.; OSTROVSKY, M. From space to species: ecological applications for remote sensing. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, p. 299–305, 2003.
- LACERDA, L.D. *et al.* **Restingas: Origem, Estrutura e Processos**. Centro Editorial da Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 1984.
- LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.
- LIMA, R.A.F. *et al.* Structure, diversity, and spatial patterns in a permanent plot of a high Restinga forest in Southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 3, p. 633-645, 2011.
- LOPES, E.A.; SOUZA, C.R.G. Vegetação da planície costeira e baixa encosta nas bacias dos rios Itaguaré e Guaratuba (Bertioga-SP). **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu, 2007.
- LUCK, G.W. A review of the relationships between human population density and biodiversity. **Biological Reviews**, v. 82, n. 4, p. 607-645, 2007.
- LUIZÃO, F.J.; LUIZÃO, R.C.C.; PROCTOR, J. Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils. **Plant Ecology**, v. 192, p. 209-224, 2007.
- MAGNAGO, L.F.S. *et al.* Gradiente fitofisionômico-edáfico em formações florestais de Restinga no Sudeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 734-746, 2010.

MAGRIN, Graciela et al. Latin America. Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. In: Parry, M. L.; Canziani, O. F.; Palutikof, J.P.; van der Linden, P. J. & Hanson, C. E. (eds.). Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. p. 581-615, 2007.

MARCUSSI, Aline Braga et al. Utilização de índices de vegetação para os sistemas de informação geográfica-USE OF INDEX VEGETATION FOR THE GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM. **Caminhos de geografia**, v. 11, n. 35, 2010.

MARQUES, M.C.M.; SWAINE, M.D.; LIEBSCH, D. Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and conservation**, v. 20, n. 1, p. 153-168, 2011.

MARTINS, S.E. *et al.* Caracterização florística de comunidades vegetais de restinga em Bertioga, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 249-274, 2008.

MATLAB and Statistics Toolbox Release 2018b, The MathWorks, Inc., Natick, Massachusetts, United States, 2018.

MEDEIROS, R. *et al.* **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Sumário Executivo**. Brasília: UN Environment World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), p. 44, 2011.

MENESES, P.R.; MADEIRA NETTO, J.S. **Sensoriamento remoto: reflectância dos alvos naturais**. Editora Universidade de Brasília; Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001.

MIRANDA, C.S.; PARANHO FILHO, A.C.; POTT, A. Changes in vegetation cover of the Pantanal wetland detected by Vegetation Index: a strategy for conservation. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 1, 2018.

MITTERMEIER, R. A. *et al.* Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Biodiversity hotspots. **Springer**, p. 3-22. Berlin, Heidelberg, 2011.

MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biomass, Mata Atlântica**. Brasília, Brasil, 2019. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/biomass/mata-atl%C3%A2ntica\\_emdesenvolvimento](http://www.mma.gov.br/biomass/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento).

MMA, Ministério do Meio Ambiente. CNUC, Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. **Dados Georreferenciados**, Brasil, 2018. Disponível em:

<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>

MMA, MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE. **O Sistema Nacional De Unidades De Conservação Da Natureza**. Brasil, Brasília, out. 2012. Disponível em:

[http://www.mma.gov.br/estruturas/240/publicacao/240\\_publicacao05072011052536.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/240/publicacao/240_publicacao05072011052536.pdf).

MOREIRA, M. A.; ASSUNÇÃO, G. V. Princípios básicos, metodologias e aplicações de sensoriamento remoto na agricultura. INPE, São Jose dos Campos, 70 p., 1984.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest 1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MURRAY-SMITH, C. *et al.* Plant diversity hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. **Conservation Biology**, v. 23, p. 151–163, 2009.

MUTKE, J.; BARTHLOTT, W. Patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. **Biologiske Skrifter**, v. 55, p. 521–531, 2005.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 863-858. 2000.

MYNENI, R.B. *et al.* The interpretation of spectral vegetation indexes. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 33, p. 481–486, 1995.

NUCCI, J. C. Qualidade ambiental e adensamento urbano. **Humanitas** (FAPESP), São Paulo, p. 142, 2008.

OLIVEIRA-FILHO A.T.; FONTES M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793–810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. *et al.* Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de Floresta Atlântica sensu lato na região das Bacias do Leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). **Rodriguésia**, p. 185-235, 2005.

PAULA, S.C. *et al.* Comparação entre os índices espectrais EVI e EVI 2 para discriminação de pastagens plantadas e naturais. In: **Congresso Interinstitucional De Iniciação Científica**, v. 7, 2013, Embrapa Territorial. Campinas, SP. Anais... Campinas: IAC, 2013.

- 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.
- PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y.E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. Editora Parêntese, São José dos Campos, p. 135, 2007.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE BERTIOGA. **Conheça a história de Bertioiga**. Bertioiga, SP, 2018. Disponível em: <http://www.bertioiga.sp.gov.br/servicos-online/servicos-para-o-cidadao/historia/>.
- PROCTOR, J. *et al.* Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak: I. Forest environment, structure and floristics. **Journal of Ecology**, v. 71, p. 237-260, 1983.
- QGIS Development Team (2017). QGIS Geographic Information System V 2.18.20, Open Source Geospatial Foundation Project, 2017.
- RIBEIRO, M, C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: Biodiversity hotspots. **Springer**, Berlin, Heidelberg, p. 405-434, 2011.
- RIZZINI, C.T. **Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos Ecológicos, Sociológicos e Florísticos**. Âmbito Cultural edições, Rio de Janeiro, 1997.
- ROCHA, C.F.D. *et al.* A comunidade de répteis na restinga de Jurubatiba. p. 179-198, 2004b. Em: ROCHA, C. F. D., ESTEVES, F. A., SCARANO, FR. **Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba**. Ecologia, História Natural e Conservação. Editora Rima, São Carlos, p. 376, 2004.
- ROCHA, C.F.D. *et al.* Restinga de Jurubatiba e a Conservação dos ambientes de restinga do Estado do Rio de Janeiro, p. 341-352, 2004a. In: ROCHA, C. F. D., ESTEVES, F. A., SCARANO, F. R. **Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba**. Ecologia, História Natural e Conservação. Editora Rima, São Carlos, p. 376, 2004.
- ROCHA, C.F.D. *et al.* The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 263-273, 2007.
- ROSA, F.S.; FIERZ, M.S.M. A paisagem x evolução do uso e ocupação do solo em Bertioiga, litoral paulista. **Revista do Departamento de Geografia São Paulo**, v. 13, p. 259-287, 1999.

- ROSA, R. Introdução ao Sensoriamento Remoto, Uberlândia: EDUFU, 5ª Ed. 238 p., 2003.
- ROSENDO, J. dos S.; ROSA, R. Exemplo de aplicação do Produto MOD13Q1 disponibilizado pelo sensor MODIS/Terra. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. Anais. Goiânia: INPE, 2005. p. 3285-3292.
- ROSSI, M.; QUEIROZ NETO, J.P. Evolução de espodossolo ferrocárbico em gleissolo háplico no planalto da Serra do **Mar, Rio Guaratuba (SP)**. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 26, n. 2, 2002.
- ROUSE, J.W. *et al.* Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS (Earth Resources Technology Satellite). In: **Proceedings Of The Third Erts Symposium**, SP-351 Goddard Space Flight Center, p. 309–317. 1973, Washington: NASA, 1973.
- SÃO PAULO (Estado). CETESB. **Empreendimentos licenciados, loteamentos aprovados e autorizações de supressão de vegetação emitidas pela CETESB, entre os anos de 2010 a 2016**. São Paulo, 2017b.
- SÃO PAULO (Estado). Coordenadoria de Fiscalização Ambiental. **Ações e Ocorrências registradas no âmbito do Sistema Integrado de Monitoramento de Unidades de Conservação (SIM), entre os anos de 2013 a 2016**. São Paulo, 2017a.
- SCARANO, F. R. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: rare-species bias and its risks for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1201-1208, 2009.
- SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. **Annals of Botany**, v. 90, n. 4, p. 517-524, 2002.
- SEMA; Secretaria do Meio Ambiente Governo do Estado de São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/>
- SILVA, D.G.; BARBOSA, L.M.; MARTINS, S.E. Distribuição de alturas e diâmetros de dois tipos de floresta de restinga no município de Bertioga – SP. **Hoehnea**, v. 30, n.2, p. 163-171, 2003.
- SILVA, I.X. *et al.* A degradação dos ecossistemas da Baixada Santista, São Paulo. p. 129-140. Em: **Anais do III Simpósio de ecossistemas da costa**

**brasileira:** subsídio a um gerenciamento ambiental. v. 3. Serra Negra. São Paulo, ACIESP, 1993.

SOS MATA ATLÂNTICA e INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais).

**Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Mapeamento dos Sistemas Costeiros.** Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo, 2018.

SOUZA, C.R.G.; LOPES, E.A; MOREIRA, M.G. Proposta de classificação de biomas de planície costeira e baixa-média encosta em Bertioga (SP). Em:

**Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu, 2007.

STEHMANN J.R. *et al.* Plantas da Floresta Atlântica. **Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, p. 516, 2009.

STEHMANN, João Renato. **Plantas da floresta Atlântica.** Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009.

SUGUIO, K; TESSLER, M.G. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. Em: LACERDA, L.D.; ARAÚJO, D.S.D.;

CERQUEIRA, R.; TURCQ B. (orgs.). **Restingas, Origem, Estrutura, Processos.** Niterói, CEUFF. 1984.

SUZUKI, K.; MASUDA, K.; DYE, D. G. Interannual covariability between actual evapotranspiration and PAL and GIMMS NDVIs of northern Asia. **Remote Sensing of Environment**, v. 106, p. 387–398, 2007.

TANIGUCHI, M. **A verdade da Vida**, v. 7. Semei no Jisso, Tochuban v. 7.

Nippon Kyobunsha co., ltd. Tóquio-Japão. Direito Original 1962. Seicho-No-Ie do Brasil, São Paulo-SP-Brasil, 2007.

TOWNSEND, C. R. *et al.* **Fundamentos em Ecologia.** Artmed, v. 3, p. 576, Porto Alegre, 2010.

TOWNSHEND, J.R.G. Global data sets for land applications from the advanced very high resolution radiometer: An introduction. **International Journal of Remote Sensing**, v. 15, p. 3319–3332, 1994.

TRAVALINI, V. Bertioga. Em: CUNHA, CML.; OLIVEIRA, RC., orgs. **Baixada Santista: uma contribuição à análise geoambiental** [online]. São Paulo: Editora UNESP, p. 61-90, 2015.

TURNER, W. *et al.* Remote sensing for biodiversity science and conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 18, n. 6, p. 306-314, 2003.

ULE, E. Die vegetation von Cabo Frio an der Kusten von Brasilien. **Botanische Jahrbücher für Systematik**, v. 28, p. 511-528, 1901.

USGS. U.S. Department of the Interior | United States Geological Survey.

**Landsat Missions**. 2018. Disponível em: <https://Landsat.usgs.gov/>.

VIEIRA FILHO, N. A. Q. Patrimônio, turismo e sustentabilidade. Reúna: **Revista de Economia da UNA**, Belo horizonte, v. 7, n. 4, p. 11-24, 2002.

VIVO, M.; R. GREGORIN. Mamíferos. p.116-123. *In: Intervales*. Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo. p. 240, 2001.

WARDLOW, B.D.; EGBERT, S.L.; KASTENS, J.H. Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the U.S. Central Great Plains. **Remote Sensing of Environment**, v. 108, p. 290–310, 2007.

WEIER, J.; HERRING, D. **Measuring Vegetation (NDVI & EVI)**, 2000.

Disponível: <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/MeasuringVegetation/>

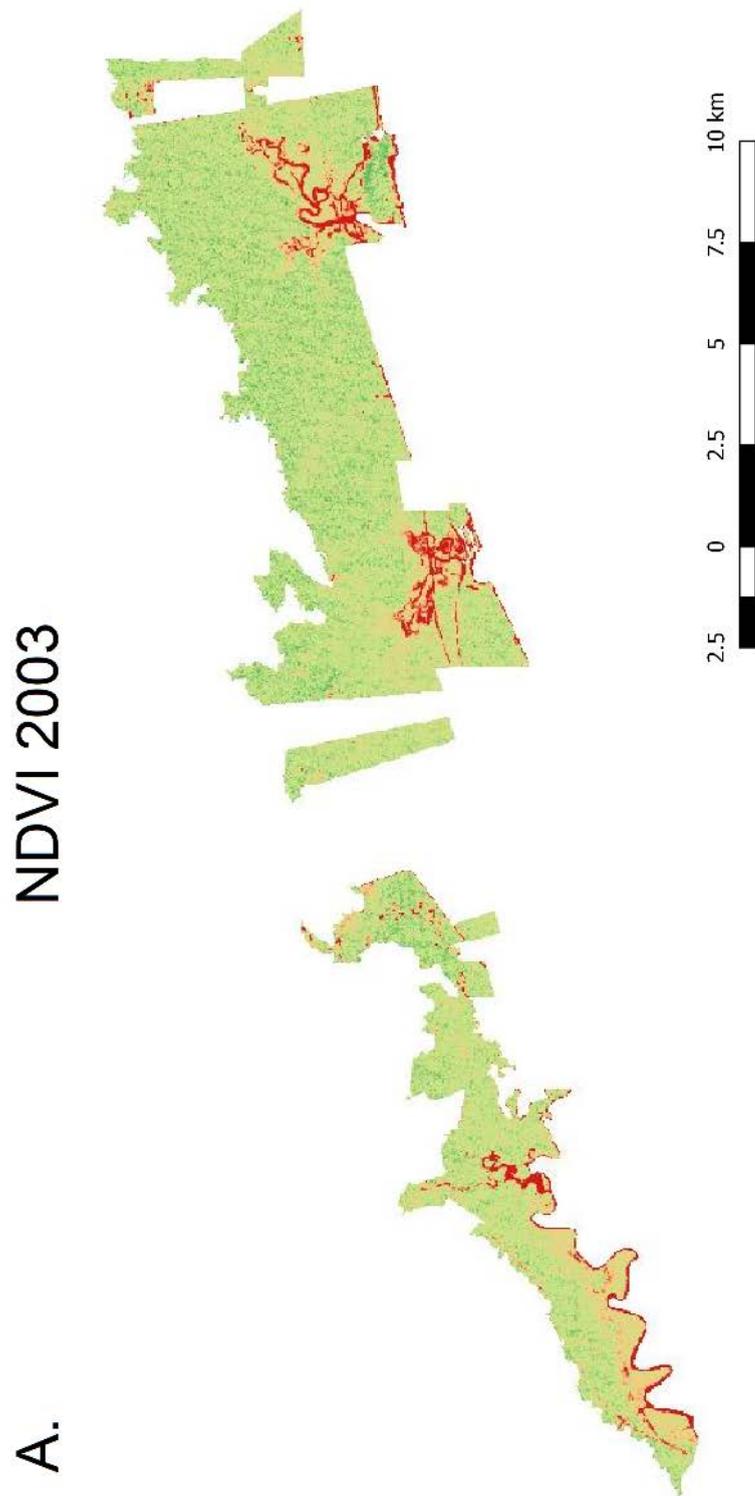
WITTMAYER, G. *et al.* Accelerated human population growth at protected area edges. **Science**, v. 321, p. 123-126, 2008.

WWF. World Wide Fund for Nature Brasil. **Diagnóstico socioambiental para criação de unidades de conservação - polígono Bertioga**. Instituto Ekos. São Paulo, 2008.

XIE, Y.; SHA, Z.; YU, M. Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. **Journal of Plant Ecology**, v. 01, p. 39-53, 2008.

## 9. APÊNDICE

### 9.1. Apêndice 1



B.

NDVI 2008



C.

NDVI 2013

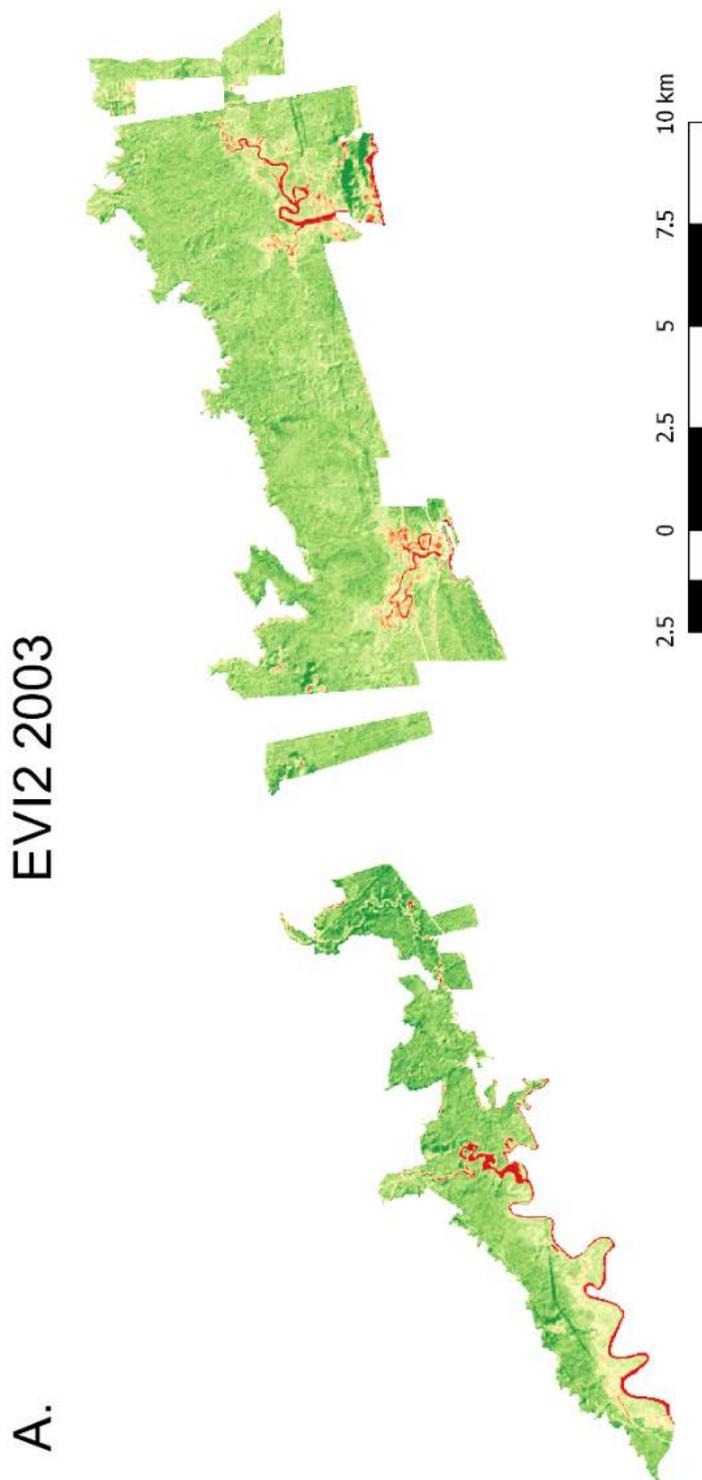


D.

NDVI 2018

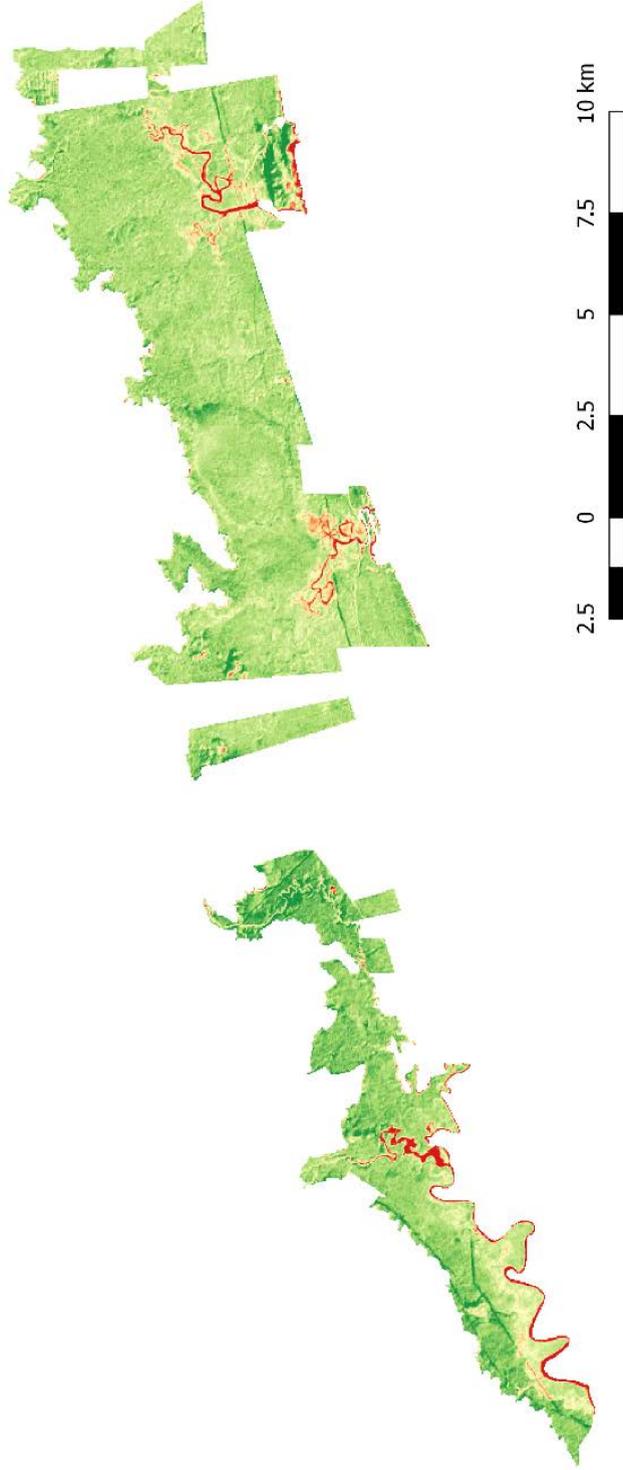


9.2. Apêndice 2



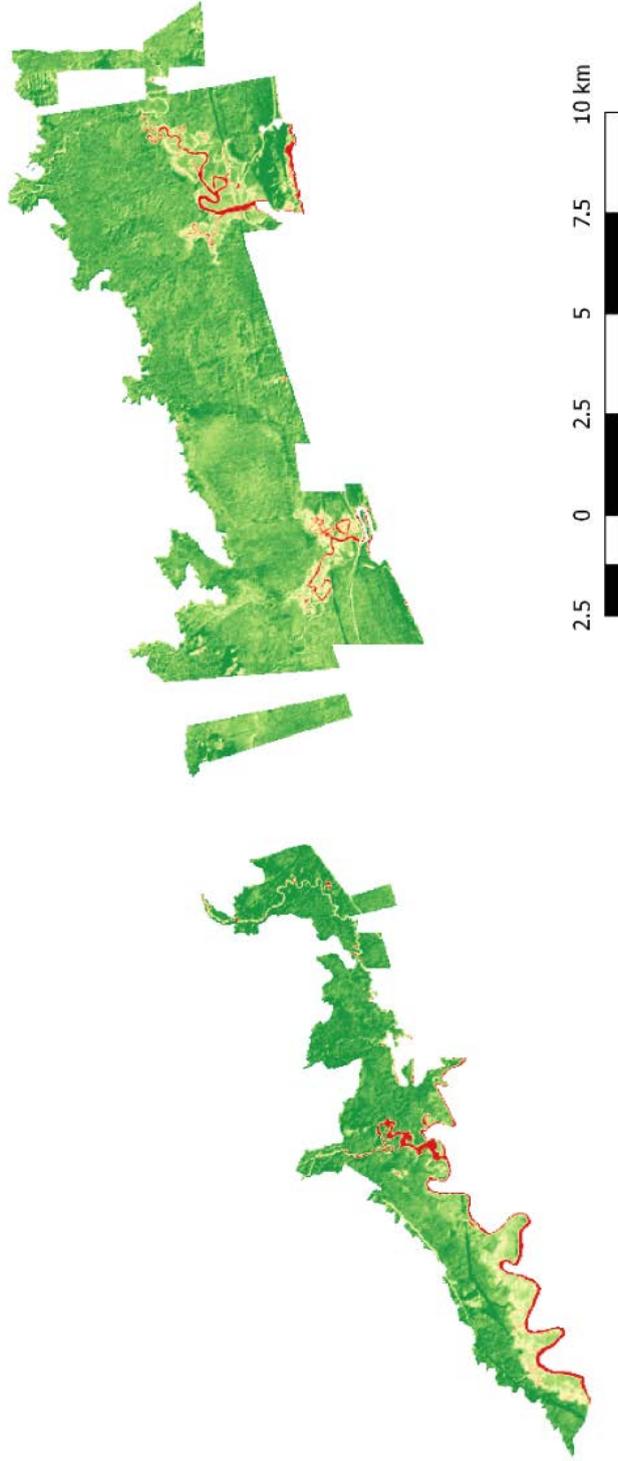
B.

EVI2 2008



C.

EVI2 2013



D.

EVI2 2018

