

Classificadores Digitais Automáticos para Mapeamento de Bioindicadores Vegetais de Restingas: Estudo de Caso no PARNA da Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil

Automatic Digital Classifiers for Sandbank vegetables Bioindicators Mapping: Case Study in Jurubatiba National Park, RJ, Brazil

Leandro José Kusdra de Pinho^{*}
José Augusto Ferreira da Silva^{**}
Carlos André Luz Jeronymo^{***}
Ítalo Bruno Leão Bettega^{****}

Resumo

Avalia-se com esta pesquisa o avanço das geotecnologias, em especial o sensoriamento remoto e dos serviços de imageamento por satélites nos mapeamentos ambientais para fins de monitoramento de espécies vegetais bioindicadoras, visando a menor custo e maior eficiência, quando comparado às técnicas tradicionais. As espécies nativas de restinga são utilizadas como bioindicadores da qualidade ambiental. Busca-se identificar espécies vegetais específicas por meio de classificação digital automática de imagens de satélites.

Palavras-chave: Classificadores Digitais Automáticos. Bioindicadores. Sensoriamento Remoto. Vegetação de Restinga.

| 125 |

Abstract

With this study we evaluate the evolution of geotechnologies, specially remote sensing and satellite image services for monitoring of plant species as bioindicators, aiming at lower costs and greater efficiency when compared to traditional methods. Sandbank native plant species are used as bioindicators of environmental quality. Our aim is to identify specific plant species by using digital classification of satellite images.

Keywords: Automatic Digital Classification. Bioindicators. Remote Sensing. Sandbank Vegetation.

1 Introdução

O litoral brasileiro é a região de maior ocupação humana do país, com 26,6% da sua população presente nessa área, totalizando cerca de 50 milhões de pessoas (IBGE, 2011). Ao longo do processo histórico de ocupação do país, a região litorânea recebeu impactos negativos crescentes que resultaram em ecossistemas altamente degradados, restando aproximadamente apenas 7,9% da Mata

^{*} Biólogo formado pela Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO). Mestre em Engenharia Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPEA) do Instituto Federal Fluminense (IFFluminense) *campus* Macaé (RJ) – Brasil. E-mail: leandrojkp@gmail.com.

^{**} Doutor em Geografia pela Universidade Estadual Paulista (Unesp) de Presidente Prudente (SP). Professor no curso de Mestrado em Engenharia Ambiental e Engenharia de Controle de Automação do Instituto Federal Fluminense (IFFluminense). E-mail: jafferreirasilva@gmail.com.

^{***} Doutorando no Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente (PPG-MA) da UERJ. Mestre em Engenharia Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPEA) do Instituto Federal Fluminense (IFFluminense) *campus* Macaé (RJ) – Brasil. E-mail: carlosjeronymo@gmail.com.

^{****} Graduando em Engenharia de Controle e Automação no Instituto Federal Fluminense (IFFluminense) *campus* Macaé (RJ) – Brasil. E-mail: italogh@hotmail.com.

Atlântica (CABRAL; CESCO, 2008; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2012).

Nessa região litorânea há a presença da Mata Atlântica, com os biomas de mangue e de restinga, que prestam diversos serviços ecossistêmicos tais como a manutenção do clima local, fornecimento de insumos, reserva de biodiversidade, controle hídrico e sequestro de carbono. Além disso, apresentam grande potencial econômico na forma de turismo, lazer, pesquisas e reserva de biodiversidade, caso sejam devidamente utilizados e conservados (PAGIOLA et al., 2002; FRANKLIN et al., 2002; WUNDER, 2005; KHOURY, 2007).

As áreas protegidas foram criadas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza como medidas de contenção desses impactos negativos (BRASIL, 2000). Essa proteção conta com amparo legal de legislações e de repasse de recursos para a proteção desses biomas (BRASIL, 1988). Sem esses locais, a tendência seria seguir um curso de degradação, como já ocorrido no Brasil e em outro países desenvolvidos, resultando em diversas perdas ambientais, econômicas e sociais que afetariam negativamente o país e sua população (BALAND; PLATTEAU, 1995).

Atualmente os impactos negativos causados pela ocupação humana e atividade industrial representam problemas sérios para as conservações dos ecossistemas e biomas costeiros (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2012), como o desmatamento, uso indevido do solo, e poluição (JESUS et al., 2004; GUEDESA et al., 2005; WERNECK; SILVA, 2010; JERONYMO; SILVA, 2011; JERONYMO, 2012). As áreas protegidas que se encontram próximas a indústrias pesadas e grandes cidades não contemplam todas as áreas que necessitam de proteção. A fiscalização e o monitoramento desses locais muitas vezes não são adequados devido à falta de recursos, grandes extensões e dificuldade de acesso.

Com a mensuração dos impactos negativos, realizada por meio dos métodos tradicionais, são detectados diversos problemas: falta de recursos para monitoramento; necessidade de importação de instrumentos; manutenção, tecnologia e metodologia; dificuldade de coleta de dados devido à dificuldade de acesso e periodicidades irregulares dos impactos; quantidade muitas vezes elevada de recursos humanos para obtenção dos resultados, entre outros.

Logo, a capacidade de medi-los com rapidez e precisão e ao mesmo tempo diminuir seus custos tornando-os mais acessíveis, é algo que pode contribuir na gestão pública e de empresas que necessitam desses dados para fazer boa gestão e controlar as suas atividades (DEMAJOROVIC, 1995).

Para minimizar esses problemas, existem tecnologias que podem servir de apoio para a resolução dos mesmos. Desta forma, pode-se fazer uso da utilização de espécies bioindicadoras vegetais de qualidade ambiental e de saúde do ecossistema; de classificadores digitais e do uso do Sensoriamento Remoto, com a obtenção de imagens de baixo custo, por meio de satélites orbitais, no imageamento de grandes áreas.

Na busca de evidência para resolver esses problemas foi necessária uma pesquisa de revisão da literatura sobre o tema identificando as metodologias necessárias à aplicação do uso de Sensoriamento Remoto com a finalidade de identificar espécies vegetais bioindicadoras nas restingas brasileiras, assim como sensores adequados para esse tipo de investigação. A identificação das espécies objeto da pesquisa e a determinação do recorte territorial foram feitas pelos pesquisadores, que selecionaram a área do PARNA da Restinga de Jurubatiba.

2 Área de estudo

Entre as 21 possíveis áreas de restingas presentes no Rio de Janeiro, o PARNA da Restinga de Jurubatiba, ilustrado na **Figura 1** (foto de Rômulo Campos), foi escolhido como a mais adequada para um possível reconhecimento de espécies bioindicadoras através da classificação digital automática de imagens. A escolha foi pautada na presença de espécies bioindicadoras que possam ser identificadas por sensores orbitais de altíssima resolução; na amplitude da área de vegetação de restinga; e na importância ecológica dessa formação na região de estudo. Na área desenvolveu-se o estudo de caso para os testes com os classificadores digitais automáticos.

O Parque conta com proteção integral (BRASIL, 1998), é considerado patrimônio de biodiversidade pela UNESCO e soma diversos anos de pesquisas já realizadas no local. Existem 21 restingas restantes no Brasil, que totalizam 105,285 ha (ROCHA et al., 2007).



Figura 1: Vista panorâmica de trecho do PARNA da Restinga de Jurubatiba

Fonte: ICMBIO, 2015

Localizado entre Macaé e Quissamã, no norte do estado do Rio de Janeiro, o PARNA tem área de 14.867,28 hectares e é o único dedicado inteiramente à proteção da restinga. Ele apresenta 44 km de praias com a presença de 18 lagoas costeiras (ICMBIO, 2015). O parque é na realidade um conjunto de ecossistemas diferenciados com elevada biodiversidade e grande fragilidade ecológica, podendo ser encontrado no local as espécies pertencentes a Mata Atlântica, Restinga, Sertão Nordestino e da floresta Amazônica (PINTO, 2008).

Nos estudos de Rocha et al. (2007), que trabalharam com as restingas do Rio de Janeiro, foram identificados em Jurubatiba 14 causas de degradação, sendo as mais importantes delas: a remoção da vegetação para desenvolvimento imobiliário, o estabelecimento de espécies vegetais exóticas, a alteração do substrato original e a coleta seletiva de espécies vegetais de interesse paisagístico. Todas as áreas de restinga apresentam porções com áreas degradadas devido à intensa pressão antrópica com elevada perda de *habitat* e ocorrência de espécies endêmicas e/ou ameaçadas de extinção de vertebrados nas restingas. Esse ecossistema e suas espécies estarão em um crescente curso de degradação e perda de *habitat* caso não sejam tomadas as medidas cabíveis.

O PARNA se encontra em uma situação de constante pressão pelo crescimento das cidades de Macaé e Quissamã. Embora seja uma unidade de conservação integral, ele sofre com problema semelhante àquilo que ocorre com outras vegetações de restinga ao longo do litoral brasileiro, cujas áreas restantes de vegetação sobrevivem ao lado do crescimento de grandes cidades.

Em relação à poluição, a cidade de Macaé cresceu economicamente 600% nos últimos 10 anos (COUTINHO, 2012), um dos maiores do país, atraindo uma nova população que aumentou mais rapidamente que os serviços de saneamento, resultando em efluentes domésticos sendo lançados no meio ambiente sem tratamento.

Sua indústria, principal responsável pelo crescimento, tem um alto potencial poluidor e gera diversos tipos de impactos ambientais negativos. Ela consiste principalmente na logística de produção e no refino do petróleo e derivados, que necessita de maquinário pesado e de empresas de serviços. A extração em alto-mar no Brasil tem como logística a cidade de Macaé, com 45 plataformas na bacia de Campos, alto tráfego de navios e dutos, que possibilitam um potencial risco de vazamentos.

Nos últimos anos foram noticiados diversos vazamentos de petróleo, que geraram danos ambientais e sociais na região. Além de vazamentos de maior porte, como o da Chevron de 2011, que resultou em 361,6 mil litros de petróleo, diversos vazamentos de menor porte acontecem com frequência, como o da Petrobras de 108 L em 2013. Em um levantamento no *site* do IBAMA, foram encontradas para 2012 quatro ocorrências de vazamento de petróleo na Bacia de Campos e inúmeros vazamentos do ducto de água de produção da Petrobras, o qual atravessa o PARNA (IBAMA, 2012).

Trabalhos com o potencial biorremediador de espécies nativas da restinga já estão sendo estudados no Laboratório de Ecotoxicologia e Microbiologia Ambiental de Cabo Frio, verificando e quantificando a capacidade de rizorremediação de solo para metabolizar compostos tóxicos como o hidrocarboneto de petróleo (ANDRADE et al., 2012).

Sua flora é de porte pequeno e médio, explicado em parte pelas condições *hostis* no local, que geram vários fatores limitantes, que dificultam a presença de grande espécies vegetais. Entre eles estão a falta de nutrientes, a alta salinidade, os ventos fortes e os solos arenosos.

Esse fator é importante, pois deve ser levado em conta na hora da escolha da resolução do sensor. Devido à heterogeneidade causada pela alta diversidade do porte das plantas, a utilização de sensores de altíssima resolução é adequada quando se tem como objetivo fazer uma separação por espécies nessas condições.

3 Utilização de bioindicadores

O uso de medições fisioquímicas do solo, ar e água em busca de informações sobre temperatura, potencial hidrogeniônico (pH) e concentrações de metais pesados nem sempre conseguem resultados adequados para o monitoramento da qualidade ambiental.

Entre as complicações na coleta de dados estão a sazonalidade e variações dos valores

analisados, dificuldades de medição, de acesso aos locais, da impossibilidade de medir poluentes com níveis muito baixos, a quantidade de poluentes não corresponde obrigatoriamente às verdadeiras proporções de contaminação e também problemas relacionados com a manutenção e uso dos equipamentos (AGUIAR, 2002; NICOLAU, 2002; ALVES; MORAES, 2003; HADDAD, 2004; VIEGAS; PRISTA, 2008).

Uma alternativa que vem crescendo em uso e aceitação é a utilização de bioindicadores para monitoramento do ambiente. Se os poluentes causam efeitos sobre a biota local, um método de observar seus efeitos seria acompanhar mudanças nas próprias espécies presentes no ecossistema, pois todos os estresses ambientais são sofridos ao mesmo tempo pelos bioindicadores (MARKERT et al., 2001). De acordo com Tingeyz (1989), não há indicador melhor do estado de uma espécie ou de um sistema do que eles mesmos.

Bioindicadores são definidos como qualquer resposta a um contaminante ambiental ao nível individual, medidos no organismo ou matriz biológica, indicando um desvio do *status* normal que não pode ser detectado no organismo intacto (ARIAS et al., 2007). O emprego de bioindicadores não pretende e não consegue substituir medições de concentrações ambientais de poluentes através de métodos físico-químicos, mas fornece informações adicionais referentes a efeitos sobre organismos vivos (KLUMPP et al., 2001).

Com a utilização dos bioindicadores, tenta-se resolver essas limitações de dados físico-químicos a partir de coletas de material abiótico, utilizando-se os próprios organismos presentes no local como um indicador da sua qualidade. Se as condições ambientais devem estar adequadas à permanência dessas espécies no local, variações da quantidade dessas espécies são indicativos que mudanças estão ocorrendo mesmo que não possam ser medidas (MARKER et al., 2001).

Logo, as suas próprias presenças e alterações na quantidade dos bioindicadores são um indício da saúde do ecossistema, portanto avaliar essas quantidades e suas mudanças é um método de monitoramento. As espécies de plantas são bioindicadores fáceis de trabalhar, uma vez que se encontram diversas espécies com diferentes graus de vulnerabilidade aos diversos tipos de poluição (JONES et al., 1995). Por não se locomoverem, dados sobre sua presença podem ser coletados através de sensores remotos.

A alta variação dos ciclos de vida das espécies vegetais apresenta também uma vantagem. Pode-se utilizar plantas com vida longa para medição de poluentes acumulados e espécies de ciclo de vida menor para uma resposta mais rápida sobre a qualidade ambiental. A perda dos bioindicadores por desmatamento também pode ser monitorada de modo eficiente, colaborando com a fiscalização e gestão desses locais (JUNIOR et al., 2007).

Entretanto, mensurar alterações em suas quantidades em grande escala é um processo complicado de ser realizado manualmente pelos altos custos originados na necessidade de um intenso trabalho de campo com pessoas capacitadas, muitas vezes em locais inóspitos e de difícil acesso. Uma possível solução seria coletar esses dados através de imagens obtidas por Sensoriamento Remoto e trabalhá-los com o auxílio de classificadores digitais automáticos.

Além da presença e ausência das espécies bioindicadoras e da cobertura vegetal, que são indicadores da saúde e qualidade dos ecossistemas, outros tipos de informações podem ser obtidas

com as mesmas imagens. É possível utilizá-las para calcular diversos outros indicadores biofísicos, como o estresse vegetal, pigmentos totais/clorofila e índices de saúde da vegetação, como demonstrado no **Quadro 1** (USTIN et al., 2009).

Index ^a	Formula	Details
Pigment		
SR	R_{NIR} / R_R	Index of green vegetation cover. Wavelengths, depending on sensor, e.g., NIR=845nm, R=665nm.
NDVI	$(R_{NIR} - R_R) / (R_{NIR} + R_R)$	Index of green vegetation cover. Wavelengths, depending on sensor, e.g., NIR=845nm, R=665nm.
mNDVI	$(R_{750} - R_{705}) / (R_{750} + R_{705})$	Leaf chlorophyll content
SGR	$\sum_{n=500}^{599} R_n$	Index of green vegetation cover.
PRI	$(R_{531} - R_{570}) / (R_{531} + R_{570})$	Xanthophyll light response ~ photosynthetic efficiency. Sensitive to carotenoid/chlorophyll ratio
RGR	$(R_{600-699}) / (R_{500-599})$	Anthocyanins/chlorophyll
NPCI	$(R_{680} - R_{430}) / (R_{680} + R_{430})$	Total pigments/chlorophyll
SRPI	R_{430} / R_{680}	Carotenoid/chlorophyll <i>a</i> content
NPQI	$(R_{415} - R_{435}) / (R_{415} + R_{435})$	Chlorophyll degradation, detects early stress
SIPI	$(R_{800} - R_{445}) / (R_{800} - R_{680})$	Carotenoid/chlorophyll <i>a</i> concentrations
PI1	R_{695} / R_{420}	Plant stress status
PI2	R_{695} / R_{760}	Plant stress status
PI3	R_{440} / R_{690}	Vegetation health index, chlorophyll fluorescence ratios
PI4	R_{440} / R_{740}	Vegetation health, chlorophyll fluorescence ratios

Quadro 1: Utilização de Sensoriamento Remoto para criação de diversos indicadores biofísicos baseados em índices de vegetação (USTIN et al., 2009).

A imagem adquirida para a realização do presente estudo permanece disponível para ser utilizada para outros fins, não apenas em trabalhos com bioindicadores. Pode ser utilizada para diversas finalidades, como no mapeamento de uso e ocupação das terras e monitoramento através de séries históricas, entre outros fins. Os múltiplos usos da imagem aumentam a relação custo-benefício da aquisição.

4 Sensoriamento remoto de bases orbitais

No Brasil, o Sensoriamento Remoto teve seu início na década de 1970 com o projeto RADAM Brasil na Amazônia e no Nordeste Brasileiro com objetivo de conhecer mais sobre sua cartografia, vegetação, geologia e a natureza dos solos utilizando mapeamento aéreo por radar. Atualmente com o avanço das tecnologias de Sensoriamento Remoto, é possível ter imagens de altíssimas resoluções que podem ser obtidas a baixo custo perfazendo grandes áreas.

O uso do Sensoriamento Remoto é amplo e com diversos propósitos, sendo utilizado em

áreas como, por exemplo, mapeamento da cobertura vegetal, produtividade primária, planejamento urbano, espionagem militar e monitoramento hídrico (HARDISKY et al., 1984; GLASGOW et al., 2004; CONCEIÇÃO, 2011). Desde 1981 já são usados para estimar a quantidade de superfície verde, tendo aplicações práticas principalmente na agricultura e em pesquisas ecológicas (CURRAM; STEVE, 1983, MORAISA et al., 2007).

Com o aumento das resoluções dos sensores orbitais, as imagens se tornaram mais nítidas e ficou possível identificar não apenas a cobertura vegetal como um todo, mas diferenciar quais são as espécies dentro dessa cobertura e até mesmo variações de uma mesma espécie. Essa tecnologia tem sido utilizada com sucesso especialmente na identificação de espécies invasoras (HESTIR et al., 2008; PENGRA et al., 2008; KATE et al., 2011) e para melhorar a agricultura (MORAIS et al., 2008; LAMB et al., 2008; HALLAB; WILSONA, 2013; BURKHALTER et al., 2013).

Desse modo, após criada uma metodologia adequada com base na escolha do tipo correto de imagem e do classificador digital, tem-se como produto um método prático, rápido e de menor custo para identificação de espécies que pode ser realizado sem a necessidade de trabalhos de campo intensos.

Com uma metodologia capaz de identificar espécies bioindicadoras pela classificação digital, acredita-se que as seguintes vantagens podem ser alcançadas: trabalhar com grandes áreas, resultados baseados na imagem sem a necessidade de extrapolação dos dados, menores custos, entre outros. O intervalo pequeno da visita dos satélites ao local permite que novas imagens sejam adquiridas com rapidez e facilidade.

Em trabalhos de ecologia que fazem o levantamento de campo da composição vegetal, utilizam-se diversas áreas de tamanhos iguais para se obter a composição da flora, e depois se extrapola para áreas maiores com o uso da estatística. Nessa metodologia, diversos erros podem acontecer, como não ter acesso às áreas remotas, usar quadrantes não representativos, erro humano na contagem, erros de metodologia e de cálculo. O custo também é alto, pois envolve a utilização de diversas pessoas treinadas muitas vezes em locais perigosos ou de difícil acesso.

Os trabalhos de classificação digital assim como o levantamento em campo não apresentam uma precisão de 100%, porém é possível chegar a altos índices utilizando a imagem e a metodologia adequada. Um dos desafios na aplicação da classificação digital é descobrir esses dois fatores (WOODCOCK; STRAHLER, 1987). Para o levantamento de espécies bioindicadoras nas restingas brasileiras, não foi encontrado nenhum estudo sendo realizado com uma metodologia deste gênero.

No trabalho de Nagendra et al. (2010) foram comparadas imagens de média resolução, do *Landsat 7*, com imagens de alta resolução, do *Ikonos 2*, para o mapeamento da diversidade vegetal. O *Landsat* tem resultados melhores, pois homogeniza grandes áreas (900 m²). Entretanto, nas imagens do *Ikonos* (16 m²), ocorrem dificuldades devido a variações como sombras e árvores sendo compostas por mais de um *pixel*, aumentando a diversidade dos *pixels* e ocultando padrões. As imagens do *Landsat* são adequadas para mapeamento da cobertura vegetal e mapeamento de biodiversidade em grandes áreas, porém elas não conseguem identificar as espécies e mapear com a mesma precisão de um sensor de maior resolução, tal como a do *Ikonos*.

No uso de imagens com o propósito de identificar espécies, há uma discussão sobre o uso de sensores hiperespectrais com muitas bandas e baixa resolução espacial, como o *EO-1 Hyperion* que apresenta 220 bandas espectrais e 30 metros de resolução (fonte), em comparação com sensores com menos bandas, mas de resolução espacial melhor, como o *QuickBird* que apresenta apenas 4 bandas, três com 2,4 m (RGB) e uma 0,6 m (PAN) (CARTER et al., 2009).

De acordo com Carter et al. (2009), a resolução de 30 m do *Hyperion* não permite distinguir as espécies, pois o padrão espectral fica misturado com o de outras plantas dentro de cada *pixel*, de modo que o sensor com 2,5 m de resolução do *QuickBird* obtém resultados melhores.

No estudo de Gil et al. (2011) com o uso de imagens de alta resolução do *IKONOS-2*, conseguiu-se classificar com sucesso a cobertura vegetal de áreas de proteção da ilha de São Miguel. A ilha contém alta diversidade com mais de 1.000 táxons, que foram classificados como mata nativa e três espécies (*Cryptomeria japonica*, *Pittosporum undulatum* e *Clethra arborea*) que foram classificadas separadamente. Foram utilizados quatro diferentes tipos de classificação, os quais obtiveram índices gerais de correlação alto, com o maior *Kappa*¹ atingindo 0.74. Somente três combinações das oito classes obtiveram um baixo índice de correlação, de modo que o mapeamento da cobertura vegetal com esse tipo de imagem se provou efetivo tanto na precisão quanto no custo, como também úteis para um monitoramento contínuo, levantamento da vegetação e avaliação de ecossistemas insulares. O autor acredita ainda que a precisão poderia melhorar aumentando o número e qualidade dos sítios de treinamento, e utilizando outras informações como tipo de solo, elevação, distância de corpos hídricos e geologia (GIL et al., 2011).

| 132 |

Um estudo de Underwood et al. (2006), que comparou os diferentes tipos de resolução espacial e espectral, mostra que é possível chegar a resultados com bom índice de correlação com sensores de 4 m de resolução espacial e seis bandas espectrais dependendo do tipo de planta e da sua distribuição, obtendo uma média de 42,22%, com valores variando de 8,20% até 77,78% dependendo da espécie. Nesse estudo não foi feito um trabalho de classificação complexo devido a seu objetivo ser a comparação de diferentes imagens, utilizando apenas uma análise de componente principal e uma análise de *minimum noise factor*.

Logo, para se ter bons resultados na identificação de espécies com distribuições heterogêneas e alta biodiversidade, é recomendado que as plantas estejam contidas em alguns *pixels* para se ter uma assinatura espectral sem interferência. A vegetação da restinga brasileira se encaixa nesses parâmetros e conta com espécies de porte pequeno e médio, de forma que um sensor com altíssima resolução espacial atenda a essas especificações.

Devido à diversidade de espécies, acredita-se que várias apresentem porte suficiente ou agrupamentos de modo que possam ser registradas pelos sensores, assim contribuindo para que haja diversas opções de espécies nativas disponíveis a serem utilizadas como bioindicadores.

Com a utilização de diferentes metodologias para cada uma das imagens seriam obtidos resultados diferentes, com diferentes índices de acerto, visto que a escolha do tipo e parâmetros da classificação é uma etapa importante do processo. Descobrir quais dessas metodologias são capazes de obter maiores índices de acerto é uma das maiores dificuldades desse processo.

.....

¹ Uma medição estatística, para correlacionar classes internas, que leva em conta a chance de a correlação ter acontecido ao acaso.

Em vista disso, a grande diversidade florística do local poderia contribuir de modo a achar uma espécie que possa ter altos valores de correlação na imagem. Por conta de diferentes padrões espectrais e tipos de distribuição, haveria várias possibilidades de se encontrar bioindicadores funcionais para esse tipo de trabalho.

5 Assinatura espectral

Para identificar as espécies por meio das imagens são utilizados classificadores digitais que tem como objetivo isolar os padrões espectrais de refletância que são capturados nas diversas bandas presentes no satélite, de modo que as espécies desejadas possam ser localizadas por apresentar padrões diferentes dos outros elementos da imagem.

As espécies objetos de estudo são representadas por *pixels* nessa imagem que são as informações que o satélite coletou em órbita. Esses *pixels* deverão apresentar padrões espectrais próximos devido a plantas da mesma espécie terem padrões de refletância similares. Caso seja possível identificar esse padrão, seria possível localizar outros semelhantes e atribuí-los como sendo da mesma espécie.

É necessário realizar um estudo para descobrir se é possível separar esses padrões espectrais das outras plantas a sua volta, se a resolução (espectral e espacial) do sensor é adequada, e qual dos métodos de classificação existentes apresentam uma melhor taxa de correlação.

Essa técnica vem sendo utilizada para realizar a identificação da cobertura vegetal em nível de espécie, e foi utilizada em diversos trabalhos com sucesso, porém não aplicada com sucesso no ambiente de restinga. Os trabalhos foram realizados principalmente na identificação de espécies invasoras (ASNER et al., 2007; HE et al., 2011), porém acredita-se que a mesma técnica possa ser aplicada para a identificação espécies presentes na restinga. Para isso, seria necessário apenas que o classificador digital fosse capaz de reconhecer as espécies escolhidas.

| 133 |

6 Escolha das espécies

Das espécies presentes na região, seus papéis ecológicos e a sua presença na restinga brasileira, duas espécies surgiram como principais candidatas para sustentar a presente pesquisa: a Clússia (*Clusia hilariana*) e a Palmeira-Guriri (*Allagoptera arenaria*). Essas espécies têm ampla distribuição na restinga do Estado do Rio de Janeiro, com porte, quantidade e distribuição considerados adequados para a realização do estudo no PARNA da Restinga de Jurubatiba (**Figura 2**).



Figura 2: (A) Exemplar da Clúsia (*Clusia hilariana*), (B) Exemplar da Palmeira-Guriri (*Allagoptera arenaria*) sendo medida, (C) Detalhe para as folhas da *Clusia hilariana*, (D) Detalhe para as folhas da *Allagoptera arenaria*.

Fonte: L. J. K. de Pinho, 2013.

Os indivíduos adultos de ambas espécies chegam a tamanhos maiores que dois metros. Elas são distribuídas após a faixa de areia junto com a vegetação da restinga, ocorrendo tanto indivíduos separados quanto pequenas populações agrupadas.

Por serem espécies nativas da restinga, sua presença pode ser considerada um bioindicador da qualidade desse ecossistema. Sua distribuição ao longo da costa brasileira permite que uma vez a metodologia de identificação tenha sido consolidada seja possível reaplicar em outras áreas de restinga no Brasil.

De acordo com Fernandes (2007), a *Clusia* está distribuída por toda a costa brasileira. A espécie *hilariana* possui a seguinte taxonomia: “folhas obovadas e crassas, suas flores são totalmente brancas, ou brancas com interior rosa, ou totalmente rosas, o estigma e os estames são amarelo-claro, o botão floral é esverdeado e o fruto jovem é verde-amarelado... *C. hilariana*, por ser do tipo crassifoliado, deriva diretamente de *C. lanceolata*.”

De acordo com o estudo de Montezuma e Araújo (2007) realizado na Restinga de Jurubatiba, “O grande número de indivíduos com baixos valores de área basal pode ser um indicativo da recente colonização das moitas. A presença de *Allagoptera arenaria* e o predomínio de moitas de pequeno a médio porte corroboram esta hipótese, sugerindo a ocorrência de alguma perturbação recente que pode ter acarretado este resultado nesta fitofisionomia.”

7 Escolha dos sensores

Entre os satélites disponíveis, existem poucos comercialmente acessíveis com resoluções espaciais altas suficientes para a realização de mapeamento da precisão proposta, como pode ser visto no **Quadro 2** e **Figura 3**.

Nome	PAN	Espectrais	Lançamento
WorldView-2	0.46m	1.84m, 8 bandas	2009
WorldView-1	0.50m	Não apresenta	2007
QuickBird	0.61	2.44m, 4 bandas	2001
GeoEye-1	0.41m	1,65m, 4 bandas	2008
IKONOS	0.82m	3.20m, 4 bandas	1999
LANDSAT-8	15m	30m, 8 bandas	2013
HERO	30m	30m, 220 bandas	2010
Earth Observing-1	60m	60m, 200+ bandas	2000

Quadro 2: Sensores disponíveis no mercado atualmente

Fonte: (DIGITALGLOBE, 2013; USGS, 2013; NASA, 2013; NIEMEYER, 2010)

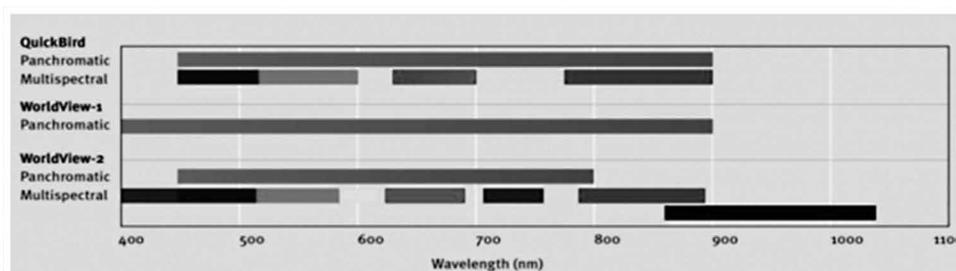


Figura 3: Diferentes Bandas espectrais dos satélites QuickBird, WorldView-1 e WorldView-2

Fonte: (DIGITAL GLOBE, 2010)

Dentre os satélites disponíveis no mercado, o *WorldView-2* apresenta as melhores resoluções. Ele tem uma banda pancromática de 0.46 m de resolução e oito bandas espectrais com 1.84 m de resolução. A altíssima resolução espacial associada com 8 bandas o tornaria ideal para esse tipo de trabalho. Algumas de suas bandas foram projetadas com o objetivo de identificar características da vegetação, o que pode contribuir para a localização de bioindicadores e discriminação entre as espécies (DIGITAL GLOBE, 2010).

O Satélite *GeoEye-1* é uma opção viável com uma resolução espacial um pouco maior, com uma PAN de 0.41 m e espectrais de 1,65 m. Apresentam, porém, apenas 4 bandas espectrais (RGB+NIR), de modo que a resolução espectral não é alta, o que poderia diminuir a precisão da classificação digital (SATMAP, 2013).

O *QuickBird* também é uma possibilidade para esse tipo de trabalho, com uma resolução espacial menor de 0.60 m na PAN e 2.4 m nas espectrais. Seus sensores têm apenas quatro bandas semelhantes à *GeoEye-1*, resultando nas mesmas dificuldades.

Outro satélite que pode ser considerado é o *IKONOS*, com resoluções de 1 m na PAN e

4 m nas espectrais (RGB+NIR). Essa resolução estaria no limite, reduzindo a quantidade de bioindicadores que podem ser trabalhados. Parte considerável das plantas da Restinga estão abaixo dessa resolução, dificultando a classificação especialmente com vegetação heterogênea. Mesmo espécies como a *Clusia*, não têm muitos indivíduos nesse porte, sendo inferiores a 4 m, com isso gerando *pixels* compostos, que resultam em menores índices de correlação.

Dentre os satélites hiperespectrais, existem os HERO da CSA e *Earth Observing-1* da NASA, que apresentam alta resolução espectral com mais de 200 bandas com poucos nanômetros de variação, porém apresentam resoluções espaciais baixas de 30 m e 60 m respectivamente, não adequadas para a classificação de espécies (BERGERON et al., 2008; HOOK, 2010).

Do mesmo modo, satélites da série *LANDSAT*, o modelo mais recente lançado em 2013, contam 9 bandas espectrais com resoluções de 30 metros e uma PAN de resolução de 15 m. O foco desses satélites é fazer varredura e coleta de dados em grandes áreas, com a resolução espacial não sendo adequada a um trabalho que necessita de altíssima precisão.

8 Classificação digital

A classificação digital automática de imagens visa elaborar um mapeamento que relacione as propriedades extraídas de amostras com um conjunto de rótulos (classes). Os algoritmos que visam estabelecer o mapeamento entre as propriedades das amostras e o conjunto de rótulos são denotados algoritmos de classificação ou classificadores (PEDRINI; SCHWARTZ, 2008).

A análise dos *pixels* de uma imagem pode ser realizada com o uso de diversos classificadores diferentes. Cada um deles tem sua própria função matemática para decidir como os *pixels* serão agrupados de forma a serem considerados como semelhantes. Esse processo é denominado classificação automática.

Como cada um usa um método diferente de fazer a análise, pode-se chegar a resultados diferentes com cada um deles. Testar diversos modelos e decidir sobre qual utilizar dependendo das dificuldades é um processo importante para garantir que se tenham índices maiores de acerto. Diferentes modos de lidar com a variabilidade dos *pixels* levam a diferentes modos de classificar as imagens (SOOFI, 2005).

Existem também, dentro de cada modelo de classificação, diversos parâmetros que podem ser alterados, desde quantidade de *clusters* até a definição de sítios de treinamento. A descoberta de quais parâmetros são mais adequados a um problema é parte integral da pesquisa.

A classificação subdivide-se em não supervisionada e supervisionada, conforme o algoritmo que será aplicado. Ambos os casos demandam duas fases: a do treinamento e a da classificação (MOREIRA, 2003). No primeiro caso, toda a correlação entre os *pixels* é realizada pelo programa. Já no segundo caso, ele recebe sítios de treinamento, que são locais em que o operador define áreas nas quais existem os padrões desejados que o programa utilizará na busca de padrões semelhantes de assinaturas espectrais.

Os locais escolhidos para a classificação supervisionada devem ser coletados em campo, com

GPS geodésico, de modo que com a imagem georreferenciada seja possível localizar com alta precisão as espécies vegetais que serão utilizadas, garantindo a precisão na criação dos sítios de treinamento.

O *IDRISI Taiga* é adequado ao objetivo do trabalho por conter diversos classificadores que podem ser utilizados. Entre os supervisionados temos os PIPED, MINDIST, MAXLIKE, SEGCLASS, KNN e FISHER. Entre os não supervisionadas temos as CLUSTER, ISOCLUSTER, ISODATA, KMEANS, MAXSET. Existem também classificações por redes neurais, MLP, SOM, Fuzzy ARTMAP e CTA.

O processo de segmentação, no qual os *pixels* são agrupados previamente antes da análise também podem gerar resultados, logo deverão ser testados. São encontrados três módulos no IDRISI, SEGMENTATION, SEGTRAIN, SEGCLASS.

Dentre os trabalhos consultados, existe uma gama diversa de técnicas e programas utilizados, que mostra a necessidade de adequação da metodologia para o cenário brasileiro.

Por fim, há a comprovação com áreas de testes georreferenciadas em campo para auxiliar o tratamento estatístico do resultado. Com isso, a porcentagem de acerto de cada um dos modelos testados pode ser comprovada.

9 Conclusões

- É possível identificar espécies vegetais específicas através da classificação digital automática de imagens em diversos ecossistemas.
- Foi possível detectar e avaliar com levantamento de referenciais bibliográficos uma carência de pesquisa sobre a temática no Brasil e na região de Restinga.
- Existem espécies nativas de restinga que podem ser utilizadas como bioindicadores da qualidade ambiental.
- A resolução espacial do sensor do satélite é um fator importante, com a necessidade de resoluções que estejam de acordo com o tamanho das plantas. Devido ao porte médio/pequeno da vegetação de restinga, sensores de altíssima resolução são recomendados.
- Tanto a resolução espectral quanto a espacial são importantes, pois ambas ajudam a discriminar as diferentes espécies. *WorldView-2* seria um satélite ideal para o estudo, porém outros sensores de menor resolução como *QuickBird* ou *GeoEye* podem ser adequados.
- A obtenção de imagens de satélite pode ser realizada de forma rápida e barata quando comparada ao método atual de visita de campo. Isso permite monitoramentos melhores, e mais constantes, com menor custo e risco.
- Pode-se trabalhar com grandes áreas com dados reais, enquanto que com o trabalho de monitoramento em campo se utilizam quadrantes cuja informação é extrapolada.
- Com uma série histórica, pode-se avaliar a modificação das espécies estudadas ao longo do tempo e realizar o monitoramento de seus indivíduos, caso seja possível identificá-los.
- Dados adicionais como tipo de solo, elevação, distância de corpos hídricos e geologia

são importantes na orientação da digitalização dos sítios de treinamento para a classificação digital.

- É necessário adaptar e descobrir qual o método de classificação mais adequado a esse estudo, visto que existe uma grande gama de possibilidades e diversos trabalhos são realizados usando diferentes algoritmos.
- A metodologia obtida pode ser extrapolada, permitindo localizar esses bioindicadores em outros locais fora da área de estudo.
- Outros dados como índice de *stress*, índice de saúde vegetal e quantidade de clorofila podem ser calculados além da simples presença/ausência de bioindicadores.

Referências

AGUIAR, M; NOVAES, A. E GUARINO, A. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. *Química Nova*, v. 25, n. 6/B, p. 1145-1154, 2002.

ALVES, N. P. & MORAES, D. N. Metrologia Química e a Utilização de Materiais de Referência em Medições Químicas. 2003.

ANDRADE, O. F; NUNES, M. S; TEIXEIRA, J. S. M; PAULA, A, S; SARAIVA, V. B. Potencial de FMAs Autóctones de PSAmófilas-Reptantes para a Rizorremediação de Solo de Restinga Contaminado com Hidrocarboneto do Petróleo. XXI Congresso Latino Americano de Microbiologia, pôster. 2012.

ARAÚJO, D.SD; COSTA A.F; OLIVEIRA, A.S. & MOURA, R.L. Florística e padrões fitogeográficos. Flora do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e arredores, Rio de Janeiro, Brasil: Listagem, florística e fitogeografia: angiospermas, pteridófitas, algas continentais. Museu Nacional (série Livros n. 8), Rio de Janeiro, 2001. n.p.

ARIAS, A. R. L; BUSS, D. F; ALBURQUERQUE, C; INÁCIO, A. F; FREIRE, M. M; EGLES, M; MUGNAI, R E BAPTISTA, D.F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência & Saúde coletiva*, v. 12, n. 1, p. 61-72, 2007.

ASNER, G. P; JONES. M. O; MARTIN, R. E; KNAPP, D. E; HUGHES, R. F. Remote sensing of native and invasive species in Hawaiian forests. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 5, p. 1912–1926. 2008.

BALAND, J-M; PLATTEAU, J-P. *Were the people Traditionally Conservationist? Halting Degradation of Natural Resources: Is There a Role for Rural Communities?* Food and Agriculture Organization of the United Nations, p. 199. 1996.

BERGERON, M. HOLLINGER, A. STAENZ, K. MASZKIEWICZ, M. NEVILLE, R. A. QIAN, S-E. GOODENOUGH D. G. Hyperspectral Environment and Resource Observer (HERO) mission. *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 34, n. sup.1), p. S1-S11, 2008.

BRASIL. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. Decreto de 29 de abril de 1998. Cria o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/Anterior%20a%202000/1998/Dnn6730.htm > Acesso em: 1 ago. 2013.

BURKHALTER, J. P. MARTIN, T. C. ALLEN, R. G.; KJAERGAARD, J.; WILSON, E. ALVARADO, R.; POLLY, J. S. Estimating Crop Water Use via Remote Sensing Techniques vs. Conventional Methods in the South Platte River Basin, Colorado. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, v. 49, n. 3, p. 498–517, 2013.

CABRAL, D. C.; CESCO, S. Notas para uma história da exploração madeireira na mata atlântica do sul-sudeste. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, v. XI, n. 1, p. 33-48, 2008.

CARTER, G.A; LUCAS, K.L; BLOSSOM, G.A; LASSITTER, C.L; HOLIDAY, D.M; MOONEYHAN, D.S; FASTRING, D.R; HOLCOMBE, T.R. E GRIFFITH, J.A. Remote sensing and mapping of tamarisk along Colorado river, USA: a comparative use of summer- acquired hyperion, thematic mapper and quickbird data. *Remote sensing*, v. 1, n. 3, p. 318-329, 2009.

CERQUEIRA, J. A. C; ALVES, A. O. Classificação de Imagens de Alta Resolução Espacial para o Apeamento do Tipo de Pavimento Urbano. III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação Recife - PE, p. 000-001. 27-30. 2010.

CONCEIÇÃO, M. A. Sensoriamento Remoto e direito à intimidade. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Direito da Pontifícia Universidade Católica De Minas Gerais como requisito para obtenção do título de Doutor em Direito Público Internacional. 2011.

| 139 |

COUTINHO, H. C. Ordenamento territorial: considerações sobre o desenvolvimento urbano de Macaé. A (A)ventura de Escrever – Coletânea de Artigos. Volume 2, p. 74-82, 2012.

CURRAN P. J; STEVEN. M. D. Multispectral Remote Sensing for the Estimation of Green Leaf Area Index [and Discussion]. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, v. 309, n. 1508, p. 257-270. 1983.

DEMAJOROVIC, J. Da política tradicional de tratamento do lixo à política de gestão de resíduos sólidos as novas prioridades. *Revista de Administração de Empresas*, v. 35, n. 3, p. 88-93, 1995.

DIGITAL GLOBE. White Paper - The Benefits of the 8 Spectral Bands of WorldView-2. 2010.

EAGLES, P. F. J; STEPHANE F. MCCOOL, S. F; HAYNES, C. D. *Sustainable Tourism in Protected Areas: Guidelines for Planning and Management*. World Commission on Protected Areas, first edition, 2002.

FERNANDES, S. D. C. Morfologia, Anatomia, Histoquímica e Aspectos Fisiológicos da Lâmina Foliar de Espécies de *Clusia* (*Clusiaceae*). Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Botânica, Programa de Pós-Graduação em Botânica, Instituto de Biologia, Universidade de Brasília. 2007.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 2000-2005. São Paulo, 2012.

GIL, A; YU, Q; LOBO, A; LOURENÇO, P; SILVA, L. E CALADO, H. Assessing the effectiveness of high resolution satellite imagery for vegetation mapping in small islands protected areas. *Journal of Coastal Research*, v. 64, p. 1663-1667, 2011.

GLASGOW, H, B; BURKHOLDER, J. M. REED, R. E. LEWITUS, A. J. KLEINMAN J. E. Real-time remote monitoring of water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Special Issue, v. 300, Issues 1–2, 31, p. 409–448, 2004.

GUEDESA J.A; LIMAB R. F. S; SOUZAB, L.C. Metais pesados em água do rio Jundiá - Macaíba/RN. *Revista de Geologia*, v. 18, n. 2, p. 131-142, 2005.

HADDAD, J. Eficiência e conservação de energia Dossie Energia positiva para o Brasil. Dossie Energia Positiva para o Brasil, Greenpeace, p. 61-67, 2004.

HALL, A. & WILSON, M. A. Object-based analysis of grapevine canopy relationships with winegrape composition and yield in two contrasting vineyards using multitemporal high spatial resolution optical remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, v. 34, n. 5, p. 1772-1797, 2013.

HARDISKY, M. A; DAIBER, F. C; ROMAN, C. T; Klemas, V. Remote sensing of biomass and annual net aerial primary productivity of a salt marsh. *Remote Sensing of Environment*, v. 16, n. 2, p. 91–106, 1984.

| 140 | HE, K. S; ROCCHINI, D.; NETELER, M. e NAGENDRA, N. Benefits of hyperspectral remote sensing for tracking plant invasions. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 3, p. 381–392, 2011.

HESTIR, E. L; KHANNA, S; ANDREW, M. E; SANTOS, M. J; VIERS, J. H. GREENBERG, J.A., RAJAPAKSE, S.S. e USTIN, S.L. Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 11, p. 4034–4047, 2008.

HOOK, S. J; Overview of the HypsIRI Mission © 2010 California Institute of Technology. Terrestrial Ecology Workshop, San Diego, California, USA Presentation, 2010.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sinopse do Censo Demográfico 2010. 2011.

ICMBIO. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/marinho/unidades-de-conservacao-marinho/2260-parna-da-restinga-de-jurubatiba.html>>. Acesso em: 16 nov. 2015.

JERONYMO, C. A. Identificação de Áreas prioritárias com uso de geoprocessamento, para conservação e recuperação florestal de área de preservação ambiental do Sana Macaé-RJ. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Instituto Federal Fluminense, Macaé, 2012.

JERONYMO, Carlos André Luz; SILVA, J. A. Proposal of landscape management of the Environmental Protection Area in Sana, Macaé, RJ. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, v. 5, n. 2, p. 173-201, 2011.

JESUS, H. C; COSTA, E. A; MENDONÇA A. S. F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória-ES. *Química Nova*, v. 27, n. 3, p. 378-386, 2004.

JONES, M.B; BOOTH, C.E; SHANAHAN, E. The use of radish as a bioindicator in an international program of evaluating the effects of air pollution on agricultural crops. *Bioindicators and Environmental Management*. 1995.

JUNIOR H. N. M; SILVA, M. C; WATANABE, N. Y; ESTEVES, R. L. Aplicações De Sensoriamento Remoto Para O Monitoramento Do Desmatamento Da Amazônia. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. 6835-6842p, 2007.

KHOURY. Substitutivo ao Projeto de Lei Nº 792, de 2007.

KLUMPP, A; ANSEL, W; KLUMPP, G; FOMINU, A. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede européia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (eurobionet). *Rev. Bras. Bot.*, São Paulo, v. 24, n. 4 (suplemento), p.511-518, dez. 2001.

LAMB, D.W; WEEDON, M.M; BRAMLEY, R.G.V. Using remote sensing to predict grape phenolics and colour at harvest in a Cabernet Sauvignon vineyard: Timing observations against vine phenology and optimising image resolution. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, v. 10, n. 1, p. 46-54, 2008.

MARKERT, B.A; BREURE, A.M; ZECHMEISTER, H.G. Bioindicators and Biomonitors: Trace Metals and Other Contaminants in the environment – Volume 6. 2001.

| 141 |

MONTEZUMA, R. C. M. & ARAÚJO, D. S. N. Estrutura da vegetação de uma restinga arbustiva inundável no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro. *Pesquisas, Botânica*, v. 58, p. 157-176, 2007.

MORAIS, R; FERNANDES, M. A; MATOS, S. G; SERÔDIO, C. M. A.; FERREIRA, P. J. S. G.; REIS, M. J. C. S. A ZigBee multi-powered wireless acquisition device for remote sensing applications in precision viticulture. *Computers and Electronics in Agriculture*, v. 62, n. 2, p. 94–106, 2007.

MOREIRA, M. A. *Fundamentos de Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação*. 2ª ed. Viçosa: UFV, 2003.

NAGENDRA, H; ROCCHINI, D; GHATE, R; SHARMA, B; PAREETH, S. Assessing Plant Diversity in a Dry Tropical Forest: Comparing the Utility of Landsat and IKONOS Satellite Images. *Remote Sensing*, v. 2, n. 2, p. 478-496, 2010.

NASA. Missão Earth Observing-1. Disponível em: <<http://science1.nasa.gov/missions/eo-1/>> Acesso em: 3 ago. 2013.

NICOLAU, V. P. Análise numérica e experimental de um forno intermitente para a queima de produtos cerâmicos. II Congresso Nacional de Engenharia Mecânica João Pessoa/PB – 12 a 16 de agosto de 2002; Artigo CPB 0400; 10 p. 2002.

NIEMEYER, I; LISTER, C. Monitoring Uranium Mining and Processing Sites: Some Findings from an Airborne Hyperspectral Survey of Uranium Mining Legacies under Rehabilitation. Institute of Energy and Climate Research IEK-6: Nuclear Waste Management & Reactor safety, Report 2009/2010. 2010.

PAGIOLA, S; BISHOP, J; LANDELL-MILLS, N. Selling forest environmental services. *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and development*, p 3-16. 2002.

PEDRINI, H; SCHWARTZ, W. R. *Análise de Imagens Digitais: Princípios, Algoritmos e Aplicações*. ed. : São Paulo: Thomson, 501p. 2008.

PENGR, B.W; JOHNSTON, C. A. & LOVELAND, T. R. Mapping an invasive plant, *Phragmites australis*, in coastal wetlands using the EO-1 Hyperion hyperspectral sensor. *Remote Sensing of Environment*, v. 108, n. 1, p. 74–81, 2007.

PINTO, V. M. O. Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: desafio para o desenvolvimento local do município de carapebus – RJ. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao CIPAD, Pós-Graduação lato sensu, Fundação Getúlio Vargas. 2008.

ROCHA, C. F. D; BERGALLO, H.G; VAN SLUYS, M; ALVES, M. A. S; JAMEL, C. E. 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.

| 142 | SANTOS, M.G; SYLVESTRE, L. S; ARAÚJO, D. S. E. Análise Florística das pteridófitas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 1, n. 2, São Paulo, Apr./June, 2004.

SOOFI, K. Satellite Remote Sensing Lecture for Conoco Phillips. 2005.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, no período de 2010 a 2011. 2012.

TINGEYZ, D. T. Bioindicators in Air Pollution Research - Applications and Constraints. *Biologic Markers of Air-Pollution Stress and Damage in Forests*, p. 73-80. 1989.

UNDERWOOD, E. C; SUSAN L; USTIN, S. L; CARLOS, M; RAMIREZ, C. M. A comparison of spatial and spectral image resolution for mapping invasive plants in coastal California. *Environmental Management*, v. 39, n. 1, p. 63-83, January 2007.

USGS, U.S. Geological Survey. Landsat — A Global Land-Imaging Mission. Fact Sheet 2013.

USTIN, S.L; JACQUEMOUD, S; PALACIOS-ORUETA, A; LI, L; WHITING, M.L. Capítulo 2: Remote Sensing Based Assessment of Biophysical Indicators for Land Degradation and Desertification. *Livro Recent Advances in Remote Sensing and Geoinformation processing for Land Degradation Assessment*. p.15, 2009.

VIEGAS, S. E PRISTA J. Estudo da Exposição Ocupacional a Formaldeído num Laboratório de Anatomia Patológica: relevância da aplicação de uma metodologia (PID) de monitorização ambiental. 2008.

WERNECK, B. R; SILVA, J. A. Assessment of the environmental degradation susceptibility of the Macaé River Hydrographic Basin with support of geoprocessing. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, v. 4, n. 2, p. 155-172, 2010.

WOODCOCK, C. E. & STRAHLER, A, H. The Factor of Scale in Remote Sensing. *Remote sensing of environment*, v. 21, n. 3, p. 311-332. 1987.

WUNDER, S. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. CIFOR Occasional Paper, n. 42. 2005.