Luiz Rogério Mantelli

**SENSORIAMENTO REMOTO COMO FERRAMENTA
PARA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS:
MODELAGEM ESPAÇO-TEMPORAL DOS RISCOS
ECOLÓGICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

**REMOTE SENSING AS A TOOL FOR WATER
RESOURCES MANAGEMENT: SPATIOTEMPORAL
MODELING WATERSHEDS ECOLOGICAL RISKS**

**São Paulo
2012**

Luiz Rogério Mantelli

TESE REVISADA

O original encontra-se disponível no Instituto de Biociências

**SENSORIAMENTO REMOTO COMO FERRAMENTA PARA GESTÃO
DE RECURSOS HÍDRICOS: MODELAGEM ESPAÇO-TEMPORAL DOS
RISCOS ECOLÓGICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

**REMOTE SENSING AS A TOOL FOR WATER RESOURCES
MANAGEMENT: SPATIOTEMPORAL MODELING WATERSHEDS
ECOLOGICAL RISKS**

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São
Paulo, para obtenção do Título de Doutor
em Ciências, na Área de Ecologia

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Marisa Dantas
Bitencourt

**São Paulo
2012**

Mantelli, Luiz Rogério

Sensoriamento remoto como ferramenta para gestão de recursos hídricos: modelagem espaço-temporal de riscos ecológicos em bacias hidrográficas.

78 páginas

Tese (doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia.

1. Sensoriamento remoto 2. Biomassa fitoplanctônica
3. Ecologia de reservatórios 4. Bacias hidrográficas 5.
Pulso ecológico 6. Eutrofização. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo

Prof. Dr. Gerardo Kuntschik

Prof. Dr. José Alberto Quintanilha

Prof^a. Dr^a. Cristina Aparício

Prof^a. Dr^a. Marisa Dantas Bitencourt
Orientadora

Agradecimentos

À Dr^a. Marisa Dantas Bitencourt, minha orientadora, por todo o empenho e brilhantismo profissional empregados no desenvolvimento deste trabalho;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudos;

Ao grande amigo Jomar Magalhães Barbosa, pela inestimável colaboração intelectual nesta tese e sincera amizade durante todo o tempo. Esses elementos foram fundamentais para conclusão do doutorado;

Ao Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo e ao pessoal do Laboratório de Limnologia (Lablimno), por todo o apoio nos trabalhos de campo e laboratório, além da agradável companhia;

Ao Dr. Gerardo Kuntschik por me receber calorosamente como monitor na disciplina de Processamento Digital de Imagens através do Programa de Aperfeiçoamento de Ensino;

Ao Dr. Flávio Jorge Ponzoni, pelas horas empregadas no auxílio à correção radiométrica das imagens de satélite utilizadas;

Aos colegas Felipe Silveira e Kitaro Jardineiro pela produção dos mapas de uso e ocupação solo;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento do projeto *Modelagem espaço espectro temporal da qualidade da água, utilizando análise geográfica computadorizada* (FAPESP Processo N^o 2006/51869-3);

Aos amigos de trabalho, que estiveram junto e acompanharam toda a caminhada, aconselhando e me recebendo de braços abertos apesar da minha ausência em muitos momentos;

Aos grandes amigos Charles Melo, Flávio Zafalon, Felipe Zorzato, Gustavo Trambaioli, Ivan Freire, Paulo Francisco e Rogério Rodrigues que respeitaram minha ausência física e em espírito nos momentos importantes de nossas vidas. Estaremos sempre juntos pro que der e vier;

À minha eterna amiga e mãe Waverli Maia Matarazzo Neuberger, por me mostrar que “as coisas mais normais escondem pistas fantásticas”. Seu apoio incondicional e confiança foram elementos chave para desenvolvimento deste trabalho;

Aos meus sogros Luiz Roberto do Nascimento e Sandra C.P. Nascimento, e minha cunhada Gabriela Nascimento, por todo o apoio logístico, incentivo, confiança e carinho;

À toda minha família, avós, tios e primos, em especial meus pais, Luiz Carlos Mantelli e Maria Bernadete V. Mantelli, minha irmã Juliana Mantelli e minha esposa Camila Nascimento Mantelli, pela dedicação, carinho e apoio incondicional, sempre. Sem vocês nada disso teria sido possível.

*“Isto sabemos.
todas as coisas estão ligadas
como o sangue
que une uma família...*

*Tudo o que acontece com a Terra,
acontece com os filhos e filhas da Terra.
O homem não tece a teia da vida;
ele é apenas um fio.
Tudo o que faz à teia,
ele faz a si mesmo.”*

Ted Perry, inspirado no Chefe Seattle

ABSTRACT

In recent decades the United Nations published that the scarcity of fresh water available for consumption could be a barrier to development of all countries. This reality becomes even more alarming considering the increased in population density, especially in megacities where water resources are still suffering because of punctual pollution sources. In underdeveloped countries this scenario is even more critical. Lack of financial resources for sanitation planning and implementation causes faster degradation of water bodies, bringing an imminent risk to these region populations due to disease spread, for example. In this way, it is necessary to reformulate the water resources monitoring projects, especially those placed in urban areas, used for large metropolitan areas supply, such as the Billings-Guarapiranga Complex, located in São Paulo. In these regions, rivers and reservoirs end up losing the characteristic of public assets and become abiotic elements in the landscape without cultural value or as a basic need for life. However, unfortunately the Brazilian current public management system is in crisis and so on we need to innovate the way the monitoring projects is performed in order to reduce field work costs to collect samples and analyze them. In this context, the use of GIS tools, combined with the products obtained by remote sensors can effectively contribute to the reverse the current level freshwater ecosystems degradation. The idea is to create processes not only to assess the reservoirs quality, but also help to create and update the current master plans and ecological-economic zoning. This paper presents a set of tools to assist the water resources management, both in assessing of reservoirs trophic status, as in the analysis of catchment basin border ecological risk. It is possible to have a very concrete idea of the ecological risk associated with water resources through the phytoplankton biomass modeling by concentration of chlorophyll-A, the extraction of drainage networks and the analysis of land use in the catchment basin can. The results obtained here compared to others, points out the potential of the proposed methodologies. Furthermore, processing of Landsat 5/TM series helped in identifying chlorophyll-A concentration spatial dynamics, allowing the identification persistent contamination areas in 2003 and 2010. Finally, we believed the reader should feel encouraged to develop new models and update the current ones. The set of proposed tools can effectively contribute to the water resources management.

Key-words: Remote sensing, phytoplanktonic biomass, reservoirs ecology, watersheds, ecological pulse, eutrophication.

RESUMO

Nas últimas décadas a Organização das Nações Unidas apontou que a escassez de água doce disponível para consumo poderia ser uma barreira para desenvolvimento de todos os países. Essa realidade torna-se ainda mais alarmante se for levado em conta o aumento na densidade demográfica, sobretudo nas megalópoles onde os recursos hídricos ainda sofrem por conta da contaminação pelas fontes de poluição pontuais. Nos países subdesenvolvidos esse panorama é ainda mais crítico. A falta de recursos para planejamento e execução de obras de saneamento faz com que a degradação dos corpos d'água ocorra em ritmo ainda mais acelerado, trazendo um risco iminente para a população dessas regiões devido à disseminação de doenças, por exemplo. Face ao exposto, épremente a necessidade de formulação de projetos para monitorar os recursos hídricos, sobretudo aqueles inseridos em áreas urbanas, utilizados para o abastecimento de grande regiões metropolitanas, como é o caso do Complexo Billings-Guarapiranga, situado em São Paulo. Nessas regiões, os rios e reservatórios acabam perdendo a característica de patrimônio público e tornam-se elementos abióticos na paisagem, sem valor cultural ou como necessidade básica para a vida. Contudo, infelizmente o atual sistema de gestão pública no Brasil está em crise e, por conta disso, também é necessário inovar a maneira como os monitoramentos são realizados, visando reduzir os gastos com trabalhos de campo para coleta de amostras e análise das mesmas. Neste contexto, o uso das ferramentas de geoprocessamento aliadas aos produtos obtidos por sensores remotos pode contribuir efetivamente para a reversão do atual patamar de destruição dos ecossistemas aquáticos continentais. A ideia é criar processos que permitam não somente avaliar a qualidade dos reservatórios mas, também, auxiliar na criação e atualização dos atuais planos diretores e zoneamentos ecológicos-econômicos. O presente trabalho apresenta um conjunto de ferramentas capazes de auxiliar na gestão dos recursos hídricos, tanto na avaliação do estado trófico de reservatórios, como na análise do risco ecológico nas bordas das bacias de captação. Através da modelagem de biomassa fitoplanctônica pela concentração de Clorofila-A, da extração de redes de drenagem e da análise do uso e ocupação do solo nas bacias de captação é possível ter uma ideia bastante concreta do risco ecológico associado aos recursos hídricos. Os resultados obtidos neste trabalho, em comparação com trabalhos desenvolvidos por outros autores, aponta a potencialidade da metodologia proposta. Ainda, o processamento da série de imagens Landsat 5/TM auxiliou na identificação da dinâmica espacial da concentração de Clorofila-A, permitindo a identificação das áreas com contaminação persistente 2003 e 2010. Por fim, acredita-se que o leitor deve sentir-se encorajado no desenvolvimento de novos modelos e atualização dos modelos atuais. O conjunto de ferramentas propostas pode contribuir, efetivamente, para a gestão dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, biomassa fitoplanctônica, ecologia de reservatórios, bacias hidrográficas, pulso ecológico, eutrofização.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1. MODELAGEM DE BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA	4
1.1. Considerações sobre as plataformas orbitais utilizadas	5
1.2. Material e Métodos.....	7
1.2.1. Ensaio radiométrico: padronização metodológica	7
1.2.2. Obtenção de curvas espectrais e determinação da biomassa fitoplanctônica	8
1.2.3. Ajustes e tratamento estatístico dos dados	8
1.3. Resultados	9
1.3.1. Ensaio radiométrico	9
1.3.2. Modelo laboratorial de estimativa de biomassa fitoplanctônica	11
1.3.2.1. Análise de normalidade e estatística descritiva.....	11
1.3.2.2. Análise da dispersão dos dados	12
1.3.2.3. Comparação entre modelos.....	16
1.4. Discussão	18
1.5. Conclusões	21
2. ANÁLISE TEMPORAL DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO NOS RESERVATÓRIOS BILLINGS E GUARAPIRANGA, COM BASE EM DADOS OBTIDOS POR SENSORIAMENTO REMOTO	22
2.1. Material e Métodos.....	25
2.1.1. Área de estudo	25
2.1.2. Obtenção e pré-processamento das imagens	27
2.1.3. Aplicação dos modelos para estimativa de Cl-A e cálculo de IET	28
2.1.4. Análise do pulso ecológico	29
2.1.5. Mapeamento de uso e ocupação	29
2.2. Resultados	31
2.2.1. Pré-processamento das imagens	31
2.2.2. Aplicação dos modelos para estimativa de Cl-A	32
2.2.3. Geração do IETM.....	33
2.2.4. Avaliação do pulso relacionado ao IETM	35
2.2.5. Uso e ocupação na área dos reservatórios em 2010.....	37
2.3. Discussão	40
2.4. Conclusões	42
3. ASSESSING ECOLOGICAL RISK THROUGH AUTOMATED DRAINAGE EXTRACTION AND WATERSHED DELINEATION	43
3.1. Material and Methods.....	45
3.2. Results and discussion	47
3.3. Conclusions	54
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Montagem dos equipamentos no laboratório de radiometria.....	8
Figura 2. Espectros de reflectância obtidos em laboratório referente a 21 diluições de amostra de água com alta concentração de fitoplâncton. Notar intervalo espectral dos sensores TM1, TM2, TM3 e TM4 da plataforma Landsat 5, sensores XS1, XS2 e XS3 das plataforma SPOT e sensores B2, B5, B7, B8, B9 e B10 da plataforma MERIS.....	10
Figura 3. Gráficos de dispersão dos valores de razão das bandas TM3/TM2 e MERIS8/MERIS5 em função da concentração de Cl-A, medida em $\mu\text{g/L}$	12
Figura 4. Dispersão dos valores absolutos de reflectância das bandas TM2, TM3, MERIS5, MERIS8, XS1 e XS2 em função da concentração de Cl-A, medida em $\mu\text{g/L}$	13
Figura 5. Comparação entre regressão linear e não linear com sensor MERIS na estimativa de Cl-A, medida em $\mu\text{g/L}$	14
Figura 6. Comparação entre regressão linear e não linear com sensor TM na estimativa de Cl-A.....	15
Figura 7. Comparação entre valores observados e preditos pelos modelos gerados com base em dados Landsat/TM.	17
Figura 8. Comparação entre valores observados e preditos pelos modelos gerados com base nos intervalos do sensores MERIS e HRV.....	18
Figura 9. Localização dos Reservatórios Billings Guarapiranga	26
Figura 10. Bacia do Complexo Billings dividida em sub-bacias de acordo com os braços do reservatório. Fonte: Vetores disponíveis em CAPOBIANCO e WHATELY (2000)	27
Figura 11. Esquema do processamento utilizado para gerar os mapas de uso e ocupação do solo. A “imagem máscara de vegetação” resultou da aferição de campo feita no Parque Alfredo Volpi, conforme (BARROS e BITENCOURT, 2009).....	30
Figura 12. Resultado visual da correção atmosférica aplicada sobre a banda 4 do satélite Landsat 5/TM, adquirida em 24/08/2010. Reflectância aparente em “A” e reflectância de superfície em “B”.	32
Figura 13. Concentração de Clorofila A em 24/08/2010	33
Figura 14. Variações do IETM nos reservatórios das represas Billings e Guarapiranga	34
Figura 15. Índice de estado trófico classificado de acordo com LAMPARELLI (2004) em 24/08/2010 ...	35
Figura 16. Primeira componente principal resultante da análise de Fourier.	36
Figura 17. Correlação linear de clorofila oriundo da análise de Fourier da série temporal utilizada no presente estudo.	37
Figura 18. Mapa de uso e ocupação do solo nas bacias das Represas Billings e Guarapiranga	39
Figura 19. Studied area location.	46
Figura 20. DEM Processing flowchart	46

Figura 21.	Mean distances between each IBGE drainage point and nearest point to extracted vector.	47
Figura 22.	Spatial resolution comparison among the DEMs adopted for this work. A) TOPODATA-DEM; B) SRTM-DEM; C) ASTER-DEM.....	48
Figura 23.	Comparison between the three automatic extracted drainage networks and the official one.	50
Figura 24.	Difference between the watershed polygon vectors generated with TOPODATA and ASTER DEM.	51
Figura 25.	PETAR park border ecological risk	52
Figura 26.	Border ecological risk determination.....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Característica funcionais dos sensores TM, MERIS e HRV	6
Tabela 2. Quantificação de pigmentos para as 21 diluições efetuadas em ensaio radiométrico com base em amostra de água saturada por fitoplâncton.	10
Tabela 3. Distribuição dos valores de reflectância de cada diluição de acordo com o intervalo espectral dos sensores TM, MERIS e HRV.....	11
Tabela 4. Estatística descritiva dos dados de Cl-A obtidos em laboratório	11
Tabela 5. Modelos elaborados com base em valores de reflectância e concentração de Cl-A medidos em laboratório.....	13
Tabela 6. Modelos desenvolvidos por outros autores	16
Tabela 7. Modelos selecionados para os sensores TM e MERIS.....	16
Tabela 8. Classificação para o IETM de LAMPARELLI (2004)	24
Tabela 9. Relação de datas da série Landsat 5/TM utilizada	28
Tabela 10. Modelos para estimativa de CL-A	29
Tabela 11. Matriz de partição <i>fuzzy</i> utilizada. Cada linha corresponde a um grupo de sítios controle, enquanto cada coluna corresponde a uma das classes de uso e ocupação a serem obtidas. Os valores de cada célula representam a proporção de mistura de cada classe em cada grupo de sítios controle.	31
Tabela 12. Resultados estatísticos para Teste F e Teste <i>t</i> aplicados para amostras de reflectância em imagens sem (A) e com (B) correção atmosférica. $\alpha=0,05$	32
Tabela 13. Proporção de ocorrência das diferentes classes de uso de solo dentro da Bacia Hidrográfica da Represa Guarapiranga. Destacadas em negrito estão as duas classes que ocupam as maiores áreas dentro da bacia.	38
Tabela 14. Proporção de ocorrência das diferentes classes de uso de solo dentro da Bacia Hidrográfica da Represa Billings. Destacadas em negrito estão as duas classes que ocupam as maiores áreas dentro da bacia.....	38
Tabela 15. Mean distance of extracted drainage to official drainage network (IBGE).....	49

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

μg – Micrograma

λ – Comprimento de onda

ρ – Reflectância

6S – *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum*

ALOS – *Advanced Land Observing Satellite*

ASTER – *Advanced Space-borne Thermal Emission and Reflection Radiometer*

AVNIR-2 – *Advanced Visible and Near Infrared Radiometer type 2*

Cl-A – Clorofila A

DEM – *Digital Elevation Model*

DGI – Departamento de Geração de Imagem

DOS – *Dark Object Subtraction*

ESUN $_{\lambda}$ – Irradiância Solar Exoatmosférica

ET – Estado Trófico

GEMS – *Global Environment Monitoring System*

GIS – *Geographic Information System*

HRV – *High Resolution Visible*

IAF – Índice de Área Foliar

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IET – Índice de Estado Trófico

IETM – Índice de Estado Trófico Modificado

IML – *IDRISI Macro Language*

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IVDN – índice de Vegetação por Diferença Normalizada

L – Litro

LEPAC – Laboratório de Ecologia da Paisagem

nm – Nanômetro

m – Metro

MERIS – *MEdium Resolution Imaging Spectrometer*

PCA – *Principal Component Analysis*

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

RMS – *Root Mean Square*

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo

s – Segundo

SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*

TM – *Thematic Mapper*

INTRODUÇÃO GERAL

É muito difícil avaliar, claramente, a situação da qualidade da água em nível global, em virtude da falta de bons programas de monitoramento particularmente nos países em desenvolvimento. O Programa GEMS-Água (*Global Environment Monitoring System*), do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), do final dos anos 70, pretendia estabelecer uma rede de monitoramento global que permitisse uma avaliação da evolução da qualidade da água no mundo mas, a falta de recursos para manter e ampliar as estações de monitoramento nos países em desenvolvimento impediu o alcance deste objetivo. A informação disponível, entretanto, nos permite afirmar que o problema da qualidade da água é mais sério do que se pensava anteriormente, em virtude da poluição causada pelos metais pesados, nitratos e micropoluentes orgânicos (REBOUÇAS, 1994). O problema é mais grave nos países em desenvolvimento, pela falta de sistemas adequados de monitoramento e controle, e atinge muitos rios e lagos próximos a grandes centros urbanos, regiões costeiras e também os aquíferos subterrâneos. Isso significa que, se no futuro, padrões de qualidade mais rígidos não forem adotados, algumas fontes de água, em uso hoje, não poderão mais ser utilizadas (REBOUÇAS, 2006a).

O crescimento da população urbana do Brasil é responsável pelo agravamento de problemas relacionados à questão hídrica, já que promoveu um aumento considerável nas demandas de água para abastecimento, associada à expansão urbana, à degradação dos mananciais e à contaminação e poluição. Estes efeitos podem ser vistos com clareza na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), por exemplo, onde a eutrofização de corpos d'água ocorre por causas naturais e artificiais. A eutrofização se caracteriza por um aumento exagerado de nutrientes que pode ser medido pela concentração desses na coluna d'água e através da estimativa da biomassa. Naturalmente todos os sistemas lacustres tendem a uma eutrofização muito lenta, decorrente do processo de sucessão biológica nos ecossistemas (ESTEVES, 1998). A eutrofização artificial resulta da drenagem de áreas agrícolas, urbanas, bem como por lançamento de esgotos e efluentes industriais nos rios. Com a intensa ocupação das áreas de mananciais que ocorre na RMSP este processo é ainda mais acelerado.

Julgava-se, até cerca de uma década atrás, que a solução desses problemas era uma questão tecnológica ou financeira, mas a cada dia ficam evidentes limites científicos, tecnológicos e financeiros para se purificar água que teve sua qualidade comprometida por atividades antrópicas. Por sua vez, a utilização de métodos muito sofisticados de tratamento pode levar a problemas cada vez mais complexos e de difícil solução, que afetam a qualidade do ambiente, em geral, e a saúde pública, em particular (REBOUÇAS, 2006a).

Dessa maneira, para reverter ou pelo menos reduzir esses problemas são necessárias as seguintes medidas: a proteção dos mananciais de águas superficiais e controle de crescimento urbano desordenado nestas áreas; o tratamento de esgotos, com aumento do volume das águas tratadas e coleta de esgotos em larga escala; a redução dos custos de tratamento a partir da proteção dos mananciais e introdução de programas educativos e de conservação de água. Além disso, também são necessários o detalhamento dos bancos de dados e promoção de sistemas de informação e sistemas de suporte à decisão; a implantação de programas efetivos de monitoramento e proteção de áreas vulneráveis; a ampliação da capacidade de gestão

preditiva e de antecipação de eventos de alto risco. Por fim, a resolução de conflitos sobre usos múltiplos e a ampliação e aprofundamento da educação sanitária e ambiental da população (TUNDISI, 2003). Várias dessas medidas dependem de políticas provenientes de diferentes setores da gestão pública.

Para que estas metas sejam atingidas é fundamental considerar a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos. Essa tem certas características essenciais que a torna uma unidade muito bem caracterizada e permite a integração multidisciplinar entre diferentes sistemas de gerenciamento, estudo e atividade ambiental. Além disso, permite a aplicação adequada de tecnologias avançadas para levantamento de dados primários e monitoramentos, por exemplo (MARGALEF, 1983; 1997; TUNDISI *et al.*, 2003).

Ainda, o planejamento e gerenciamento de recursos hídricos devem sofrer uma mudança de paradigma indo de um sistema setorial, local e de resposta a crises, para um sistema integrado, preditivo e em nível ecossistêmico. O que proporciona uma visão mais abrangente dos problemas e incorpora a dimensão social e econômica nas abordagens de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos(TUNDISI, 2003).

Os novos paradigmas para gerenciamento de recursos hídricos incluem uma base de dados sustentada pela pesquisa científica, a fim de gerar as informações necessárias à tomada de decisões pelos gestores, e interação contínua e permanente entre gerentes e pesquisadores da área básica, vital para a implantação de políticas públicas em nível municipal, regional, estadual e federal. Neste sentido as universidades assumem um papel relevante para o diagnóstico quali e quantitativo dos problemas; a elaboração de banco de dados e sistemas de informação; o apoio na implementação de políticas públicas e no desenvolvimento metodológico e introdução de novas tecnologias (TUNDISI e STRASRABAS, 1995).

O efetivo gerenciamento de recursos hídricos implica na constante avaliação de quantidade e da qualidade da água, a fim de que se conheça adequadamente o estado desses recursos, seus potenciais e os possíveis problemas agregados de contaminação e poluição. Além disso, este monitoramento também pode apresentar e identificar regiões e áreas com baixa contaminação e, portanto, dar indicações seguras sobre o que conservar e qual o custo dessa conservação (TUNDISI e STRASRABAS, 1995). O monitoramento é o primeiro passo importante para a elaboração de um banco de dados confiável e adequado que possa ser útil ao planejamento e ao gerenciamento. Este monitoramento deve levar em consideração os indicadores das condições da bacia hidrográfica que podem representar um passo importante na consolidação da descentralização e do gerenciamento (TUNDISI, 2003).

Em áreas de mananciais,o gerenciamento e o manejo da qualidade das águas de lagos artificiais passa, necessariamente, pelo controle de vários parâmetros limnológicos e ambientais. O ambiente pode influenciar o estado trófico dessas águas, alterando vários parâmetros limnológicos que podem facilitar infestações por macrófitas, causando diversos problemas para saúde pública. Vários são os fatores antrópicos que podem afetar a utilização e a vida útil de um corpo d'água lântico natural ou artificial, como por exemplo a alteração dos parâmetros limnológicos devido ao despejo de efluentes domésticos e industriais sem tratamento. O mais importante é sem dúvida a eutrofização, que é um processo de

enriquecimento de nutrientes exacerbado da água o que acaba sendo um fator favorável para o desenvolvimento da vegetação aquática(REBOUÇAS, 2006b).

Em lagos artificiais com as dimensões dos que há no Brasil, o monitoramento destas variáveis é bastante dificultado exigindo técnicas com visão sinóptica. No entanto, se algum dos parâmetros indicadores de estado trófico alterar as propriedades ópticas da água, torna-se possível o uso de imagens de satélite, obtidas por sensores orbitais, para estudo e monitoramento da qualidade desses parâmetros, inclusive com grande eficiência no seu mapeamento (SAUSEN e BITENCOURT-PEREIRA, 1986; BARBOSA *et al.*, 2010).

Em todo o mundo, para monitorar grandes reservatórios, tem sido frequente o uso da análise geográfica computadorizada. Esse tipo de análise permite a inclusão de dados limnológicos e ambientais, tanto coletados como inferidos por sensoriamento remoto e geoprocessamento. Para facilitar estas inferências, o ideal é trabalhar com modelos (empíricos ou teóricos) de como estes parâmetros inferidos por sensoriamento remoto variam no tempo e no espaço.

Estudos dessa natureza realizados em áreas tropicais estão longe de uma modelagem final, por conta da enorme diversidade de ambientes e da marcante biodiversidade, bem como pela sazonalidade. Por conta disso, ainda é necessário validar e calibrar dados de campo e de laboratório, com dados espectrais registrados remotamente. As inferências feitas por sensores remotos são baseadas na assinatura espectral de cada alvo, que varia conforme a faixa espectral utilizada. A partir do comportamento espectral já é possível inferir tipos e concentrações de partículas em suspensão(BARBOSA *et al.*, 2010), bem como identificar espécies de plantas aquáticas infestantes(APARICIO, 2007). Estas mesmas informações podem ser coletadas na forma de imagens multiespectrais, registradas por plataformas aéreas e orbitais.

Dessa maneira, o objetivo do presente trabalho é apresentar três ferramentas que podem ser utilizadas no manejo de reservatórios e suas respectivas bacias hidrográficas. A primeira (Capítulo 1) é a criação de modelos com base em ensaios radiométricos em laboratório e comparação desses com modelos desenvolvidos por outros autores. A segunda (Capítulo 2) trata da aplicação desses modelos na estimativa do índice de estado trófico e identificação do pulso ecológico relacionado à dinâmica espacial na distribuição do fitoplâncton. Por último, apresentar-se-á (Capítulo 3) a metodologia criada para avaliar o risco ecológico nas bordas de uma bacia hidrográfica, trabalho esse já publicado no periódico *Ecological Informatics*(MANTELLI *et al.*, 2011).

1. MODELAGEM DE BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA

A eutrofização artificial é um fenômeno que acomete as águas de rios, reservatórios e estuários em todo o mundo. Ela é caracterizada pelo aumento de nutrientes minerais e orgânicos provenientes das atividades antrópicas e que, no entanto, acabam favorecendo a vida vegetal aquática. Contudo, a proliferação dessa ocasiona uma diminuição na concentração de oxigênio dissolvido e esse acaba sendo um fator limitante para desenvolvimento da vida animal. Esse fenômeno pode, também, ser associado ao aumento da biomassa de fitoplâncton, resultando no aumento da turbidez da água e um rápido declínio na comunidade de macrófitas aquáticas submersas, decorrente da diminuição da zona eufótica nos reservatórios (HOOTSMANS, 1994; VAN VIERSEN *et al.*, 1994; VYMAZAL, 1994). Dentre os problemas causados pela eutrofização, além dos já comentados, merecem destaque (TUNDISI, 2003; REBOUÇAS, 2006b):

- i) alteração na saturação de oxigênio dissolvido em toda a coluna d'água, sobretudo no fundo dos reservatórios, próximo ao substrato;
- ii) liberação de toxinas na água;
- iii) deposição de espumas nas margens;
- iv) elevação dos custos de tratamento da água;
- v) alteração nas atividades turísticas e pesqueiras.

Esses problemas fazem com que o acompanhamento da comunidade fitoplanctônica por meio da concentração de Clorofila-A (Cl-A), parâmetro estimador de biomassa (WETZEL e LIKENS, 2000), seja tão importante. Tradicionalmente, as águas de reservatórios são monitoradas e avaliadas com base em dados de campo, por meio de modelos empíricos (Gitelson *et al.*, 1985; Potes *et al.*, 2011). A coleta e análise desses dados são um tanto quanto custosas, seja no aspecto financeiro como no cronológico. Além disso, em alguns casos os resultados destes modelos preditivos podem estar enviesados por conta de um número limitado de pontos amostrais (CHEN, 2003).

Para melhorar os métodos tradicionais de obtenção de informações, a utilização de dados obtidos por sensoriamento remoto na avaliação da qualidade da água vem sendo investigada por diversos autores (GITELSON *et al.*, 1985; LAVERY *et al.*, 1993; HAN, 1997; GIARDINO *et al.*, 2001). Trabalhos anteriores têm mostrado, ainda, não somente o potencial desses dados na estimativa de parâmetros isolados, mas também a maneira como podem ser relacionados ao Índice de Estado Trófico (IET) (LILLESAND *et al.*, 1983; THIEMANN e KAUFMANN, 2000).

Com isso, a busca de modelos capazes de estimar a biomassa fitoplanctônica tem sido uma atividade crescente nos últimos anos, haja vista os trabalhos desenvolvidos por GEORGE e MALTHUS (2001), HEDGER *et al.* (2001), HEDGER *et al.* (2002), KARPOUZLI *et al.* (2003), POTES *et al.* (2011) e (XIONG *et al.*, 2011). Estes estudos avaliam a utilização do sensoriamento remoto no estudo da comunidade fitoplanctônica, tanto na quantificação de sua biomassa como no estudo da dinâmica da concentração de pigmentos em regiões estuarinas. A estimativa de biomassa fitoplanctônica possui extrema relevância, sobretudo para regiões onde estão inseridas coleções hídricas impactadas, como o complexo Billings-Guarapiranga, onde o cálculo do IET é uma

importante ferramenta de gestão(CARLSON, 1977), já que pode otimizar o estudo dos reservatórios e, conseqüentemente, os processos de tomada de decisão.

Os estudos preditivos da concentração de pigmentos na água por meio de modelos empíricos que utilizam dados de campo e imagens de sensores remoto são feitos em todo o mundo (GITELSON *et al.*, 2009; GILERSON *et al.*, 2010; LI *et al.*, 2010; NAS *et al.*, 2010; XU *et al.*, 2010; POTES *et al.*, 2011; XIONG *et al.*, 2011). Com isso, diversos também são dos dados e metodologias utilizadas e a amplitude da concentração de Cl-A encontrada. O resultado de tamanha diversidade são modelos distintos, passíveis de aplicação em lugares específicos e sob condições pouco flexíveis quanto a concentração de pigmentos. Além disso, a disponibilidade dos dados de sensoriamento remoto também pode ser diferente em cada região, seja por políticas de aquisição e distribuição de imagem, viabilidade atmosférica para os imageamentos ou restrições financeiras para compra de bancos de imagens.

Pouco se sabe sobre o quanto os diversos modelos empíricos de estimativa de biomassa, elaborados com dados localmente coletados, se diferem de modelos teóricos. Por isso, o presente estudo visa responder a seguinte questão: diferentes modelos de estimativa de biomassa fitoplanctônica obtidos por sensoriamento remoto são semelhantes a modelos elaborados por ensaios radiométricos laboratoriais? A hipótese deste estudo é que variações nas condições ambientais inerentes de cada região estudada resultaram em maiores ou menores diferenças entre os modelos empíricos e o modelo elaborado em ambiente controlado. O objetivo foi produzir um modelo para estimativa de biomassa fitoplanctônica com base em dados espectrais, obtidos em laboratório e compará-lo com modelos baseados em radiometria de campo e dados obtidos por sensoriamento remoto óptico orbital, em especial pelo sensor Landsat 5 *ThematicMapper* (TM) e Envisat *MEdiumResolutionImagingSpectrometer* (MERIS).

1.1. Considerações sobre as plataformas orbitais utilizadas

Como já comentado, atualmente são muitos os trabalhos que utilizam dados obtidos por sensores remotos para estudos de recursos hídricos. Além disso, as opções de imagens disponíveis são muitas. Os dados provenientes dos diversos sensores remotos também diferem quanto à resolução espacial, temporal, espectral e radiométrica. No presente trabalho optou-se por dar enfoque aos dados capturados pelos sensores Landsat 5/TM e Envisat/MERIS, por serem sensores amplamente utilizados para a estimativa de biomassa fitoplanctônica. No entanto, também serão apresentadas as características do sensor SPOT *High ResolutionVisible* (HRV), por ser usado por YANG *et al.* (1999) na modelagem de Cl-A.

Ainda, vale ressaltar que as plataformas IKONOS e Worldview 2 não serão abordadas pois, para o primeiro caso, as bandas espectrais possuem larguras idênticas àquelas do sensor TM e, para o Worldview 2, ainda carecem estudos sobre suas potencialidades na estimativa de biomassa fitoplanctônica e na modelagem do IET. Mesmo assim, é clara a potencialidade dos dados oriundos destas plataformas na aplicação dos modelos. Para o Worldview 2, por exemplo, a vantagem está na sua resolução espectral (8 faixas) e espacial (2 metros), que ajudaria na criação de mapas mais precisos espacialmente. No caso do IKONOS a vantagem está não somente na resolução espacial, mas também na radiométrica. Os 11 bits de informações

fornecidos pelo sistema permitam obtenção de maiores detalhes e precisão nos dados, do que aquele gerado através dos 8 bits disponíveis nos dados Landsat 5, por exemplo. Para o Worldview 2, apesar do potencial mencionado nos encartes fornecidos pela administradora da plataforma (DIGITAL GLOBE, 2012), não foram encontrados trabalhos passíveis de comparação. Ainda assim, acredita-se que este é um produto de grande qualidade e que poderá, no futuro, contribuir para aumentar a confiabilidade dos modelos utilizados para avaliação de biomassa em reservatórios.

Para facilitar a comparação entre os sensores TM, MERIS e HRV, a Tabela 1 sumariza as informações sobre a resolução espectral, espacial e radiométrica em cada um dos casos. Notar, sobretudo, as variações nos parâmetros espaciais e espectrais de cada sensor. Há uma vantagem do MERIS em relação aos demais quanto à quantidade e largura das faixas espectrais. Via de regra, quanto maior o número de bandas espectrais e mais estreitas forem essas bandas, maior será a correlação entre a resposta espectral e a concentração de Cl-A (JENSEN, 2009). Por outro lado, a resolução espacial do TM e HRV são mais adequadas para monitoramentos de recursos hídricos menos extensos, como pequenos reservatórios ou lagos.

Tabela 1. Característica funcionais dos sensores TM, MERIS e HRV

Sensor	Banda	Intervalo Espectral (nm)	Resolução Espacial	Resolução Radiométrica
TM	TM1	450 – 520	30m	8 bits
TM	TM2	520 – 600		
TM	TM3	630 – 690		
TM	TM4	760 – 900		
TM	TM5	1.550 – 17.50		
TM	TM7	2.080 – 2.350		
MERIS	Band 1	407,5 – 417,5	300m	8 bits
MERIS	Band 2	437,5 – 447,5		
MERIS	Band 3	485 – 495		
MERIS	Band 4	505 – 515		
MERIS	Band 5	550 – 565		
MERIS	Band 6	615 – 625		
MERIS	Band 7	660 – 670		
MERIS	Band 8	677,5 – 685		
MERIS	Band 9	700 – 710		
MERIS	Band 10	750 – 757,5		
MERIS	Band 11	758,75 – 776,25		
MERIS	Band 12	767,5 – 782,5		
MERIS	Band 13	855 – 875		
MERIS	Band 14	885 – 895		
MERIS	Band 15	895 – 905		
HRV	XS1	500 – 590	20m	8 bits
HRV	XS2	610 – 680		
HRV	XS3	780 – 890		

TM – Landsat 5 ThematicMapper. A banda TM6 foi excluída pois está localizada na faixa IV Termal

MERIS – Envisat(MEDIUM Resolution Imaging Spectrometer)

HRV – SPOT 1, 2 e 3 High Resolution Visible

Fontes: NASA (2012), ESA EARTHNET ONLINE (2012a), ESA EARTHNET ONLINE (2012b)

1.2. Material e Métodos

1.2.1. Ensaio radiométrico: padronização metodológica

A realização de ensaios radiométricos em campo já foi amplamente discutida por MILTON (1987), em diversos aspectos. Contudo, muitas das recomendações feitas por esse autor não se aplicam aos estudos realizados em laboratório. Dessa maneira, ainda não existem metodologias padronizadas para estudos laboratoriais da relação entre biomassa fitoplanctônica e reflectância. No presente estudo uma série de medições foram efetuadas previamente à realização do ensaio radiométrico, a fim de determinar a melhor configuração dos equipamentos a serem utilizados, dentre elas:

- ✓ Recipiente para as amostras – Acrílico ou vidro, de diferentes medidas;
- ✓ Tipo de substrato – Superfície lambertiana ou corpo negro;
- ✓ Potência das lâmpadas e tipo de luminária – 500W, 1000W;
- ✓ Configuração geométrica de fibra e fonte de iluminação;
- ✓ Placa de referência – Teflon ou placa de referência Kodak;

Depois de realizados os ensaios preliminares, a combinação que apresentou menor influência na resposta de *background*, na padronização do sinal máximo de reflectância e no padrão de comportamento das curvas produzidas foi a seguinte:

- ✓ Tina de vidro com 200 mm de diâmetro por 300 mm de altura;
- ✓ Substrato – corpo negro;
- ✓ Luminária profissional de estúdio;
- ✓ Lâmpada halógena de 1000 Watts, 60º de elevação e distanciamento de 1 metro da amostra;
- ✓ Fibra óptica
- ✓ Placa de referência Kodak.

Ainda, vale ressaltar que, além do cuidado na padronização metodológica, ainda foi realizada a melhoria nas instalações físicas do laboratório de radiometria do Laboratório de Ecologia de Paisagem (LEPAC) do Departamento de Ecologia da Universidade de São Paulo (USP), como pintura das paredes na cor preta, construção de suporte metálico para fixação da fibra óptica. Seguindo as recomendações de Milton (1987), também foi calculado o Fator de Reflectância Bidirecional que será tratado neste trabalho apenas como reflectância. As assinaturas espectrais foram tomadas utilizando-se o espectroradiômetro *OceanOptics®*, modelo USB4000, posicionada a uma altura de 43 cm das amostras uma vez que, nessa configuração, a abertura de 24,3º da fibra óptica fornece uma área de visada de aproximadamente 283,5 cm², correspondente ao diâmetro da tina de vidro utilizada no experimento. A Figura 1, a seguir, ilustra detalhadamente a montagem do experimento no laboratório de radiometria.

Figura 1. Montagem dos equipamentos no laboratório de radiometria.

1.2.2. Obtenção de curvas espectrais e determinação da biomassa fitoplanctônica

As amostras utilizadas para realização do ensaio final foram obtidas em um lago com alta concentração fitoplanctônica (Lago da Biologia do IB-USP - 23°33'57"S, 46°43'50"), verificada inicialmente pela coloração verde acentuada do material coletado. Foram feitas diluições sequenciais em 5L de água com uma concentração inicial de 121,53µg/L. Em cada diluição foram retirados entre 100mL e 500mL da solução e acrescentada a mesma quantidade volumétrica com água destilada. As diluições foram feitas até que se obtivesse 11,88µg/L de Cl-A. Em cada diluição foi medida a reflectância com o espectroradiômetro *OceanOptics*®. Dessa maneira, ao final do ensaio foram obtidas 21 assinaturas espectrais relacionadas à diferentes concentrações de fitoplâncton. Os dados numéricos foram salvos para processamento posterior e o valor de biomassa calculado para cada alíquota extraída da amostra.

Esse cálculo foi feito com base na medida de Clorofila A, determinada por espectrofotometria, segundo método descrito por JEFFREY e HUMPHREY (1975). Além da medida de Clorofila A, também considerou-se útil o cálculo da Clorofila B (Cl-B) e C (Cl-C), Feofitina (Feo-A) e Catorenóides (Carot)(STRICHLAND e PARSONS, 1960; LORENZEN, 1967; JEFFREY e HUMPHREY, 1975), estudados em outros trabalhos. A extração dos pigmentos foi realizada, previamente, segundo WETZEL e LIKENS (2000).

1.2.3. Ajustes e tratamento estatístico dos dados

O primeiro passo das análises estatísticas foi verificar a normalidade dos dados de Cl-A. Esse procedimento foi feito através do teste de Shapiro-Wilk (quantidade amostral menor que 30), com 95% de significância. Em seguida, os valores de reflectância obtidos em laboratório foram ajustados para os mesmos intervalos espectrais encontrados nas bandas dos sensores MERIS, TM e HRV. Esse procedimento permite a criação de diferentes modelos, adaptados para cada plataforma. Os intervalos das bandas utilizadas para os sensores acima referidos foram apresentados na Tabela 1, anteriormente.

A modelagem foi realizada de forma individual para cada sensor estudado. Foram testados ajustes lineares, quadráticos, univariados e multivariados entre o CI-A proveniente das diluições e a reflectância medida em laboratório. Para o sensor MERIS algumas bandas foram pré-selecionadas com base em modelos já desenvolvidos por outros autores (Potes, *et al.* (2010); Gilerson, *et al.* (2010); Li, *et al.* (2010); Domingues, *et al.* (2008)). Cabe mencionar que os valores de reflectância foram utilizados como variáveis independentes e o valor de CI-A é a variável dependente nos modelos produzidos. Ainda, os modelos utilizados foram selecionados a partir de uma busca por artigos científicos publicados em revistas indexadas pelo sistema *Web of Knowledge* (disponível em <http://webofknowledge.com>). A busca pelos artigos foram feitas utilizando as seguintes palavras chaves: *Chlorophyll-A*, *reservoir remote sensing*. A seleção dos artigos utilizados na comparação com o modelo elaborado em laboratório foi feita considerando-se, sempre que possível, trabalhos recentes que envolveram o uso de imagens Landsat, MODIS e SPOT e que tivessem sido desenvolvidos em ambientes lênticos.

1.3. Resultados

1.3.1. Ensaio radiométrico

Os ensaios radiométricos realizados em laboratório resultaram em 21 diluições. A resposta espectral entre 400 nm e 900 nm de cada uma das diluições pode ser observada na Figura 2. As curvas de menor reflectância representam as primeiras medições realizadas, ou seja, com alta concentração de pigmentos. As curvas mais elevadas no gráfico representam concentrações menores de pigmentos após cada uma das diluições efetuadas.

Nesta figura também pode ser observado o ruído relacionado ao radiômetro utilizado neste estudo. As faixas espectrais extremas apresentam valores distorcidos, que não correspondem a uma resposta espectral fidedigna e, desta maneira, a construção de modelos baseados nas bandas B2, TM4 e XS3 pode estar enviesada. Na Tabela 2 estão apresentados os resultados referente a quantificação de pigmentos. A Tabela 3 apresenta os valores de reflectância de cada amostra nas faixas espectrais das bandas dos sensores em estudo. Notar que, tanto valores de concentração de pigmentos como valores de reflectância variaram de acordo com cada diluição efetuada.

Figura 2. Espectros de reflectância obtidos em laboratório referente a 21 diluições de amostra de água com alta concentração de fitoplâncton. Notar intervalo espectral dos sensores TM1, TM2, TM3 e TM4 da plataforma Landsat 5, sensores XS1, XS2 e XS3 da plataforma SPOT e sensores B2, B5, B7, B8, B9 e B10 da plataforma MERIS.

Tabela 2. Quantificação de pigmentos para as 21 diluições efetuadas em ensaio radiométrico com base em amostra de água saturada por fitoplâncton.

Amostra	Concentração de Pigmentos (µg/L)				
	Cl-A	Cl-B	Cl-C	Feo-A	Carot
X1	116,08	105,25	11,89	267,00	53,20
X2	121,53	108,32	13,68	225,62	53,60
X3	115,20	101,59	13,58	167,14	50,00
X4	120,18	110,70	15,54	182,90	52,40
X5	107,71	95,94	8,74	157,80	43,20
X6	93,35	81,99	11,62	175,15	40,00
X7	80,56	70,91	8,20	150,05	36,00
X8	95,56	82,74	12,98	70,89	41,80
X9	77,91	68,32	7,69	72,76	34,40
X10	66,10	58,36	10,58	90,96	29,87
X11	62,23	54,57	8,56	85,62	27,20
X12	48,36	42,72	5,00	70,13	21,07
X13	45,40	41,19	8,10	66,66	20,93
X14	47,82	40,84	6,68	47,93	21,40
X15	41,64	36,29	3,94	34,24	18,70
X16	41,05	36,42	5,25	26,50	18,90
X17	33,03	29,60	4,55	28,17	15,20
X18	30,55	26,50	2,65	30,17	13,84
X19	25,22	21,65	2,45	14,31	11,04
X20	11,88	11,20	2,72	12,55	4,32
X21	15,09	13,83	3,98	15,81	7,52

Cl-A, B e C – Clorofilas A, B e C

Feo-A: Feofitina A

Carot: Carotenóides

Tabela 3. Distribuição dos valores de reflectância de cada diluição de acordo com o intervalo espectral dos sensores TM, MERIS e HRV.

Amostra	Reflectâncias											
	TM1	TM2	TM3	TM4	XS2	XS3	B2	B5	B7	B8	B9	B10
X1	3,14	6,98	4,73	5,35	5,14	5,41	2,83	2,60	4,08	7,60	6,12	3,80
X2	3,24	6,70	4,62	5,10	5,01	5,16	3,37	2,61	4,07	7,28	5,93	3,77
X3	3,47	7,14	5,04	5,29	5,44	5,37	3,55	2,83	4,38	7,71	6,38	4,15
X4	3,78	7,51	5,42	5,43	5,83	5,51	3,69	3,13	4,76	8,06	6,79	4,54
X5	4,15	7,96	5,90	5,61	6,32	5,70	4,01	3,48	5,19	8,51	7,27	5,03
X6	4,84	9,09	6,85	6,12	7,32	6,21	4,36	4,12	6,10	9,68	8,37	5,94
X7	5,14	9,28	7,21	6,20	7,66	6,30	4,66	4,41	6,38	9,84	8,64	6,36
X8	5,54	9,74	7,74	6,23	8,19	6,33	4,86	4,87	6,86	10,30	9,17	6,90
X9	5,64	9,93	8,08	6,08	8,51	6,17	4,47	5,09	7,10	10,48	9,43	7,27
X10	6,04	10,54	8,71	6,06	9,14	6,15	4,37	5,57	7,68	11,10	10,06	7,91
X11	6,35	10,88	9,21	6,09	9,62	6,18	4,46	5,97	8,08	11,43	10,50	8,45
X12	6,68	11,29	9,74	6,10	10,14	6,18	4,32	6,37	8,50	11,82	10,95	9,04
X13	7,70	12,62	11,04	6,57	11,45	6,67	4,92	7,44	9,70	13,17	12,31	10,33
X14	7,98	12,63	11,27	6,51	11,63	6,61	5,31	7,74	9,88	13,16	12,37	10,63
X15	8,28	12,80	11,64	6,56	11,97	6,67	5,50	8,10	10,13	13,30	12,66	11,08
X16	9,50	14,23	13,00	7,03	13,34	7,14	6,40	9,36	11,50	14,76	14,03	12,42
X17	10,26	14,83	13,76	7,32	14,07	7,43	7,27	10,09	12,16	15,35	14,70	13,22
X18	10,77	15,29	14,45	7,60	14,72	7,72	7,71	10,66	12,60	15,82	15,28	13,97
X19	12,78	17,25	16,51	8,25	16,75	8,38	9,39	12,77	14,65	17,77	17,23	16,09
X20	15,90	20,56	19,74	9,41	19,99	9,56	12,25	15,89	17,87	21,13	20,46	19,35
X21	17,10	21,55	21,08	9,90	21,25	10,05	13,46	17,23	18,96	22,09	21,60	20,78

1.3.2. Modelo laboratorial de estimativa de biomassa fitoplanctônica

1.3.2.1. Análise de normalidade e estatística descritiva

O teste de normalidade de Shapiro-Wilk, resultou em um p -valor igual a 0,121 para os dados de CI-A obtidos em laboratório. Isso significa que, considerando um nível de significância de 95%, a hipótese de normalidade do conjunto de dados não pôde ser rejeitada. Essa é uma premissa para realização da modelagem através de regressões.

Com relação à estatística descritiva dos dados, os valores encontrados (Tabela 4) estão dentro do esperado para reservatórios de água inseridos em áreas urbanas, como as represas Billings e Guarapiranga (CETESB, 2011; 2012). O valor de desvio padrão acentuado pode ser explicado pelo fato do experimento ter sido efetuado com base em diluições de uma amostra conhecida e não através de amostras coletadas de forma aleatória. Isso significa que, em cada medição efetuada, foram observados valores distintos de CI-A.

Tabela 4. Estatística descritiva dos dados de CI-A obtidos em laboratório

Estatística	
Máximo	121,53µg/L
Mínimo	11,88µg/L
Média	66,50µg/L
Desvio Padrão	36,39µg/L
Variância	1324,10

1.3.2.2. Análise da dispersão dos dados

Observando gráficos de dispersão entre a concentração de Cl-A obtida pelas diluições e a refletância correspondente a cada sensor foi possível identificar 2 melhores intervalos espectrais (Figura 3). Esses intervalos correspondem à razão das bandas TM3 e TM2, para a plataforma Landsat e Banda 8 pela Banda 5, para o sensor MERIS. Notar que os dados possuem uma tendência linear de distribuição e com variações muito semelhantes, comparando os dois sensores. Isso está relacionado ao fato de as bandas destes sensores possuírem abrangência semelhante no espectro eletromagnético (Figura 2 – Gráfico com sobreposição de bandas), mesmo considerando uma melhor resolução espectral para o sensor MERIS.

Figura 3. Gráficos de dispersão dos valores de razão das bandas TM3/TM2 e MERIS8/MERIS5 em função da concentração de Cl-A, medida em $\mu\text{g/L}$.

A Figura 4 ilustra a dispersão dos valores absolutos de reflectância das bandas TM2, TM3, MERIS5, MERIS8, XS1 e XS2 em função da concentração de Cl-A. Mesmo analisando os valores das bandas individualmente o ajuste entre diferentes sensores é bastante semelhante. Isso também se deve à sobreposição espectral de tais sensores, como comentado anteriormente.

Figura 4. Dispersão dos valores absolutos de reflectância das bandas TM2, TM3, MERIS5, MERIS8, XS1 e XS2 em função da concentração de Cl-A, medida em µg/L.

Para cada um dos melhores intervalos espectrais foram elaborados modelos preditivos de Cl-A. A Tabela 5 sumariza os melhores modelos produzidos com base nos sensores TM e MERIS. Notar que todos os valores de ajuste são semelhantes, próximos de 1, mesmo considerando variáveis independentes simples ou compostas por duas bandas.

Tabela 5. Modelos elaborados com base em valores de reflectância e concentração de Cl-A medidos em laboratório.

Equação		R ² - Ajustado
Eq. 1		0,969
Eq. 2		0,971
Eq. 3		0,975
Eq. 4		0,968
Eq. 5		0,967
Eq. 6		0,96

Além disso, também vale mencionar que não houve diferença (considerando 95% de confiança) entre a regressão quadrática não linear e a regressão linear tanto nos valores estimados para intervalos espectrais do MERIS quanto do TM (Figuras 5 e 6). Notar que tanto a regressão linear, quanto a quadrática estão posicionadas integralmente entre as linhas pontilhadas, que delimitam o intervalo de confiança de 95%. Esse é um dado que merece extrema atenção neste trabalho já que pode nortear a seleção entre diferentes modelos passíveis de aplicação. Além disso, para escolha do modelo mais adequado é necessário considerar, também, a influência de interferências externas, inerentes a distribuição dos valores de reflectância, como desvios causados pela fonte de iluminação ou mesmo pelo cálculo errôneo do fator de reflectância. Dessa maneira, deve ser considerada a utilização de variáveis independentes compostas (razão entre bandas) prioritariamente à valores de R^2 . Isso garante a minimização dos erros mencionados anteriormente.

Figura 5. Comparação entre regressão linear e não linear com sensor MERIS na estimativa de Cl-A, medida em $\mu\text{g/L}$

Figura 6. Comparação entre regressão linear e não linear com sensor TM na estimativa de CI-A.

1.3.2.3. Comparação entre modelos

As modelagens de biomassa através dos valores de reflectância correspondentes aos sensores utilizados neste trabalho, apresentadas anteriormente na Tabela 5, foram selecionadas com base na potencialidade de cada banda, descrita pelos desenvolvedores das respectivas plataformas, e com base na análise de modelos apresentados por outros autores, relacionados na Tabela 6.0

Tabela 6. Modelos desenvolvidos por outros autores

Sensor	Autor	Equação		Min-Max Cl-A (µg/L)	Local
MERIS	POTES <i>et al.</i> (2011)	$cla = 4,23 \times \left(\frac{B5}{B2} \right)^{3,94}$	Eq. 7	0 - 20	Portugal
MERIS	GILERSON <i>et al.</i> (2010)	$Cl a = 232,29 \times (B7^{-1} - B9^{-1}) \times B10 + 23,174$	Eq. 8	2 - 200	Nebraska, USA
MERIS	GILERSON <i>et al.</i> (2010)	$Cl a = 61,324 \times (B7^{-1} \times B9) - 37,94$	Eq. 9	2 - 200	Nebraska, USA
MERIS	LI <i>et al.</i> (2010)	$Cl a = 94,448 \times B10 \times (B8^{-1} - B9^{-1}) + 13,351$	Eq. 10	25 - 50	Austrália
MERIS	DOMINGUEZ <i>et al.</i> (2008)	$Cl a = 19,34e^{5,2044 \times (B9 - B7 / B9 + B7)}$	Eq. 11	0 - 100	Espanha
SPOT	YANG <i>et al.</i> (1999)	$\ln Cl a = 9,37 + 10,10 \ln \frac{XS3}{XS2}$	Eq. 12	ND	China
TM	NAS <i>et al.</i> (2010)	$Cl a = 1,438 + 41,44 \times \left(\frac{TM4}{TM1} \right)$	Eq. 13	0,5-15,5	Turquia
TM	BILGE <i>et al.</i> (2003)	$Cl a = 44,2 - 1,17 \times TM1 - 0,88 \times TM2 + 1,49 \times TM3 + 4,08 \times TM4$	Eq. 14	0,17 - 18,5	Turquia
TM	DUAN <i>et al.</i> (2007)	$Cl a = 116,98 \times \left(\frac{TM3}{TM4} \right) - 29,709$	Eq. 15	6,34 - 58,21	China
TM	KABBARA <i>et al.</i> (2008)	$\ln Cl a = 1,67 - 3,94 \ln TM1 + 3,78 \ln TM2$	Eq. 16	0,8 - 3	Líbano
TM	WANG <i>et al.</i> (2008)	$Cl a = 20,115 \times \{ (TM3 / TM4 - 1) / (TM3 / TM4 + 1) \} + 7,045$	Eq. 17	0,3 - 7,8	China
TM	CHENG e LEI (2001)	$\ln Cl a = 1,432 + 1,239 \ln TM2 + 1,195 \ln TM4$	Eq. 18	ND	Taiwan

Considerando-se todas essas características além daquelas mencionadas anteriormente, inerentes ao ensaio radiométrico, foram selecionados os seguintes modelos (Tabela 7) dentre aqueles descritos na Tabela 5, apresentada anteriormente:

Tabela 7. Modelos selecionados para os sensores TM e MERIS

Sensor	Equação		R ² - Ajustado
TM	$Cl a = 377,8 - 371,1 \times \left(\frac{TM3}{TM2} \right)$	Eq. 1	0,969
MERIS	$Cl a = -213 + 281,4 \times \left(\frac{B9}{B7} \right) - 59,1 \times \left(\frac{B9}{B7} \right)^2$	Eq. 3	0,975

A fim de testar a replicabilidade destes modelos, os mesmos foram comparados com os apresentados anteriormente, na Tabela 6. A Figura 7(sensor TM) e 8(MERIS e SPOT) ilustram a distribuição dos valores amostrados em função dos valores estimados e apresenta a faixa de 95% de significância (linha tracejada). A proximidade a esta linha indica que o Cla estimado pela literatura é igual ao estimado pelo laboratório.

Figura 7. Comparação entre valores observados e preditos pelos modelos gerados com base em dados Landsat/TM.

Figura 8. Comparação entre valores observados e preditos pelos modelos gerados com basenos intervalos dos sensores MERIS e HRV.

1.4. Discussão

A realização de experimentos em ambientes controlados contribui efetivamente para entender a distribuição de pigmentos em corpos d'água, já que permite a obtenção de inúmeras amostras a partir de uma amostra inicial com concentração maior do pigmento de interesse. Além disso, os ensaios radiométricos em laboratório estão livres dos efeitos atmosféricos inerentes aos trabalhos de campo, assim como dos problemas de padronização geométrica devido ao balanço natural das embarcações utilizadas tradicionalmente (MILTON, 1987). Além disso, também tornam-se inferiores os gastos financeiros o tempo empregado na coleta de amostras. Todos esses fatores devem encorajar o leitor na utilização da metodologia proposta neste trabalho.

Os espectros de reflectância obtidos variaram de acordo com a concentração de clorofila, apresentando curvas com valores de reflectância mais elevados quanto mais diluídas fossem as amostras, ou seja, quanto menor a concentração de pigmentos, maior a reflectância

(Tabela 3). A amplitude da biomassa obtida foi 109,65µg/L, com valores máximo e mínimos de, respectivamente, 121,53µg/L e 11,88 µg/L. Tanto o padrão de amplitude das curvas espectrais como os valores de Cl-A, diferem daqueles encontrados por outros autores. No primeiro caso, DUAN *et al.* (2007), por exemplo, encontrou curvas com comportamento espectral semelhante aos apresentados anteriormente (Figura 2), porém com reflectância máxima próxima de 16% para valores de Cl-A de 6,34 µg/L, ainda mais baixos do que aqueles encontrados neste trabalho. Essa diferença pode ser explicada pelo uso de diferentes superfícies lambertianas como placa de referência para cálculo do fator de reflectância bidirecional.

Considerando essas diferenças torna-se impossível a utilização dos valores absolutos de energia refletida nas faixas espectrais correspondentes às TM1, TM2, TM3 e TM4. Contudo, como as proporções das respostas espectrais são mantidas ao longo de todo o espectro, é viável a elaboração de modelos através da razão das bandas mencionadas. Além disso, por uma limitação do radiômetro utilizado, convém eliminar as faixas espectrais marginais, correspondentes às bandas 1 e 4. Assim os ruídos inerentes ao equipamento são eliminados. Outro ponto importante é que a análise dos valores de ajuste de diferentes razões de banda na elaboração dos modelos mostra que, um dos valores mais altos é justamente o relacionado à razão entre as bandas 2 e 3.

Com relação à modelagem de Cl-A em função das reflectâncias inerentes às bandas espectrais utilizadas, vale ressaltar que a distribuição apresentou um ajuste quadrático na regressão univariada. Esse padrão não foi observado ao trabalhar com razão de bandas já que as proporções entre as bandas mantiveram-se semelhantes em todos os espectros de reflectância obtidos através das diluições efetuadas. Isso explica o fato de muitos autores encontrarem bons ajustes tanto com equações lineares (BILGE *et al.*, 2003; DUAN *et al.*, 2007; DUAN *et al.*, 2008; NAS *et al.*, 2010) como através das não lineares (CHENG e LEI, 2001; KABBARA *et al.*, 2008; GITELSON *et al.*, 2009; GILERSON *et al.*, 2010; POTES *et al.*, 2011)

No que diz respeito à modelagem desenvolvida por outros autores, BREZONIK *et al.* (2005) comenta que as TM1 e TM3 são altamente correlacionadas ($R^2=0,88$) na estimativa da concentração de Cl-A. WANG *et al.* (2006) estudaram diversas combinações de bandas e mostraram o potencial da relação TM2 e TM3 ($R^2=0,70$). Por outro lado, DUAN *et al.* (2008) encontraram melhores ajustes através da razão TM4/TM3. Ainda, NAS *et al.* (2010) mostraram que a regressão simples utilizando TM4 como variável independente e regressão múltipla através das bandas TM1, TM2 e TM4 apresentam valores de ajuste de, respectivamente, 47% e 67% na estimativa das concentrações de Cl-A. Com relação aos modelos que operam com dados provenientes do sensor MERIS, GITELSON *et al.* (2009) analisou a eficiência daqueles elaborados com duas e três bandas espectrais. Os autores concluíram que, para os modelos de 2 bandas a estimativa de concentração de Cl-A é possível até 50 µg/L. Entretanto, tal estimativa torna-se mais intensa em concentrações abaixo de 20 µg/L. Para o modelo de três bandas ela ocorre de forma acurada até 50 µg/L. Todos os dados apresentados anteriormente corroboram com a seleção da razão TM2/TM3 e B9/B7 como variáveis independentes nos modelos desenvolvidos neste trabalho.

Dada a variedade dos trabalhos listados, é preciso considerar que os mesmos foram desenvolvidos em regiões distintas do planeta. Mesmo que seja possível comparar lagos de

regiões tropicais ou de regiões temperadas, por exemplo, ainda assim há uma característica inerente a cada reservatório. Para melhor entender este panorama, convém analisar a amplitude dos dados de Cl-A apresentada na Tabela 6. Notar que apenas GILERSON *et al.* (2010) e DOMINGUEZ *et al.* (2008) apresentam concentrações mais elevadas de Cl-A, semelhantes as encontradas neste trabalho. É evidente que as interferências externas, inerentes a cada reservatório, podem contribuir para gerar as diferenças entre modelos. GONS *et al.* (2002), por exemplo, sugerem que as superestimativas de Cl-A podem estar relacionadas à ação de elementos não fitoplanctônicos, tais como substâncias orgânicas dissolvidas e material particulado em suspensão. Contudo, acredita-se que um conjunto de dados com baixa amplitude pode causar mais diferenças do que aquelas geradas por elementos não fitoplanctônicos, sobretudo em modelos criados com base em dados de melhor resolução espectral.

Essas são perspectivas alentadoras pois explicam a não equivalência de alguns modelos na estimativa de valores de Cl-A acima de 50µg/L, sobretudo para os modelos baseados em dados TM (Figura 7). Notar que o modelo que mais se aproxima ao proposto neste trabalho foi aquele desenvolvido por DUAN *et al.* (2007). Isso é explicado pela amplitude da concentração de Cl-A encontrada por esse autor, com valor máximo de 58,21 µg/L. Como os valores máximo encontrados pelos demais autores são muito inferiores, o poder de estimativa dos modelos em altas concentrações fica comprometido. A análise da dispersão dos valores de Cl-A estimados em função daqueles observados corrobora com esta afirmação, sobretudo se for levado em conta que, em baixas concentrações de Cl-A os valores plotados estão dentro da faixa de significância de 95%.

Os modelos baseados em dados MERIS seguem o mesmo padrão descrito no parágrafo anterior. Contudo, como pôde ser observado na Figura 8 (dados dispersão MERIS), as equações desenvolvidas por outros autores são mais parecidas com aquela desenvolvida com base nos dados radiométricos obtidos em laboratório. Os valores máximos de Cl-A (Tabela 4) são mais elevados dos que aqueles encontrados para os trabalhos desenvolvidos com base em dados TM. GILERSON *et al.* (2010) apresentou, ainda, valores máximos mais elevados do que aqueles encontrados no ensaio desenvolvido neste trabalho. Isso explica, inclusive, a superestimativa apontada pela equação desenvolvida por este autor. Também convém mencionar que as plataformas com melhores resoluções espaciais podem influenciar positivamente na capacidade preditiva dos modelos. A seleção adequada de bandas espectrais pode eliminar ruídos e ressaltar as respostas espectrais de interesse (THIEMANN e KAUFMANN, 2000; SUDHEER *et al.*, 2006; GITELSON *et al.*, 2009; GILERSON *et al.*, 2010; POTES *et al.*, 2011).

1.5. Conclusões

A partir do conjunto de dados disponível foi possível produzir modelos capazes de estimar a biomassa fitoplanctônica por meio da concentração de Cl-A. Embora os dados provenientes das regiões extremas do espectro de reflectância medido pelo radiômetro utilizado possuísse ruídos, os comprimentos de onda associados às bandas TM2 e TM3 são passíveis de utilização na modelagem, seja de forma uni ou multivariada. Com relação ao sensor MERIS, entende-se que a melhor resolução espectral conferida por este, flexibiliza a escolha de bandas e, subsequentemente, amplia as possibilidades de modelagem, permitindo a criação de equações multivariadas através de variáveis independentes simples ou compostas.

Uma forma de minimizar as distorções introduzidas no cálculo do fator de reflectância bidirecional é trabalhar com a razão entre bandas. Esse procedimento permite a comparação com modelos gerados por outros autores, com metodologias distintas para realização dos ensaios radiométricos no que diz respeito a geometria de aquisição dos espectros de reflectância, diferenças de calibração relativa entre espectroradiômetro ou alterações na eficiência das fontes de iluminação e reflectância das superfícies lambertianas de referência.

As amostras de Cl-A obtidas por meio de diluições apresentam normalidade e, em função da reflectância no intervalo espectral estudado possui distribuição com ajuste preferencial quadrático, porém com valores dentro da faixa de ajuste linear, considerando-se uma faixa de significância de 95%. Já em função da razão entre os valores de reflectância das bandas dos sensores analisados o ajuste encontrado foi linear.

Em comparação com modelos desenvolvidos por outros autores, verificou-se grande aproximação em relação aos modelos propostos, sobretudo para aquele que adota as bandas espectrais correspondentes ao sensor MERIS. As diferentes amplitudes na concentração de Cl-A descritas por cada autor, pode influenciar na eficiência de cada modelo já que, uma amplitude estreita, seja em baixas ou altas concentrações de pigmentos implicada, necessariamente, na criação de um modelo enviesado, capaz de prever com melhor precisão, consequentemente, altas ou baixas concentrações de biomassa.

Ainda, vale apontar a potencialidade agregada por outras plataformas, como a Worldview 2 e a Geoeye, por exemplo. Apesar de não existirem estudos desenvolvidos com produtos gerados pelas mesmas para a finalidade aqui proposta, há fortes indícios de que os intervalos espectrais inerentes a cada uma, aliados à resolução boa espacial, muito tenham a contribuir para o refinamento dos modelos atualmente disponíveis.

Por fim, acredita-se que trabalhos como este, que envolvem o desenvolvimento de modelos e a aplicação dos mesmos com a finalidade de estudar reservatórios, sejam fundamentais para incentivar novas estratégias de monitoramento de recursos hídricos bem como a criação de políticas para desenvolvimento de novas plataformas com produtos compatíveis com o estudo de ecossistemas aquáticos. Essa é uma necessidade atual, decorrente da alarmante situação na qual se encontram os reservatórios espalhados em todo o país, sobretudo aqueles inseridos em áreas urbanas, como ocorre no complexo Billings-Guarapiranga.

2. ANÁLISE TEMPORAL DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO NOS RESERVATÓRIOS BILLINGS E GUARAPIRANGA, COM BASE EM DADOS OBTIDOS POR SENSORIAMENTO REMOTO

As grandes cidades, particularmente as megalópoles e as que estão crescendo rapidamente nos países em desenvolvimento, irão exigir, cada vez mais, enormes esforços para reduzir o déficit crônico de abastecimento de água esgotamento sanitário adequado. A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) certamente é uma delas. As alterações nos regimes hidrológicos e hidráulicos e a poluição dos rios, somadas ao fato dessa região ser uma das áreas de maior adensamento urbano do mundo, com uma população de quase 20 milhões de habitantes, resultam numa baixa disponibilidade de água por pessoa, com índices comparáveis às áreas mais secas do Nordeste Brasileiro. Por tudo isto a cidade vive em regime de racionamento camuflado com o crescimento galopante da demanda: em 1989, 290 mil L/s; em 1996, cerca de 500 mil L/s; em 2010, a previsão era de 880 mil L/s. No estado a irrigação agrícola absorve 43% da água disponível, a indústria 32% e as cidades, 25% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2012). Avaliando o resultado da divisão da descarga média de longo período dos rios de cada região hidrográfica do Brasil, pela respectiva população (IBGE, 2000) a Bacia do Rio Tietê foi caracterizada pela (ANA, 2002) como área pobre quanto a disponibilidade hídrica $\text{m}^3/\text{hab.ano}$ (REBOUÇAS, 2006b).

A Região do Grande ABC segue o padrão descrito para a RMSP, com um agravante já que seu território contém a maior parte da Bacia do Reservatório Billings, estratégico para o abastecimento futuro da RMSP. Além da Bacia da Billings abriga a Bacia do Rio Tamanduateí, um dos principais tributários do Rio Tietê na área urbana de São Paulo, altamente poluído, o que contribui para o estágio de degradação em que esse se encontra.

A Bacia Hidrográfica da Billings apresentou, no período de 1989 a 1999, intenso crescimento das áreas ocupadas por usos urbanos em detrimento de outros usos, especialmente Mata Atlântica. Este processo ocorreu através do surgimento de novas ocupações, consolidação da ocupação existente e transformação de áreas rurais em urbanas. As áreas urbanas, que compreendem a soma das áreas urbanas não consolidadas e das áreas urbanas consolidadas, apresentaram um crescimento de 31,74% no período de 1989 a 1999 (WHATELY, 2002).

Do crescimento das áreas urbanas não consolidadas, que atingiu o índice de 47,91% no período acima citado, a maior parte (43,19%) deu-se sobre áreas de Mata Atlântica, levando ao desmatamento de 307,47 hectares. Outros 40,35% ocorreram sobre áreas de ocupação dispersa, o que demonstra que esta categoria é, em muitos casos, o início do processo de expansão urbana na Bacia. Já as áreas urbanas consolidadas apresentaram no período um crescimento de 27,29%. As categorias de uso do solo mais impactadas por este crescimento foram às áreas urbanas não consolidadas, que contribuíram com 36,81%, demonstrando a tendência desta categoria se consolidar ao longo dos anos e, mais uma vez, áreas de Mata Atlântica, com 41,33%, equivalentes a um desmatamento de 609,62 hectares (CAPOBIANCO e WHATELY, 2000). Todo este crescimento e consequentes transformações refletem nos rios que compõem esta bacia de captação, principalmente no que diz respeito à qualidade de suas águas.

As maiores preocupações relacionadas às represas Billings e Guarapiranga são a eutrofização, a concentração de metais pesados e a presença de microrganismos patogênicos e algas potencialmente tóxicas. A eutrofização decorre do aumento da concentração de substâncias que contribuem para a proliferação excessiva de plantas aquáticas e algas, prejudicando o equilíbrio ambiental do reservatório e, por consequência, a qualidade de sua água. No caso da Billings, este problema é agravado devido à presença em suas águas de algas potencialmente tóxicas, como a *Cylindrospermopsis raciborskii*, que produz uma toxina que provoca danos no fígado e nos rins, conforme comprovado por diversos estudos científicos e pela própria CETESB (BRANCO *et al.*, 2006).

Considerando-se este panorama, o desenvolvimento de mecanismos para monitoramento da qualidade das águas é premente. Alguns procedimentos mais comuns utilizados para o mapeamento e monitoramento dos reservatórios ainda envolvem medidas *in situ*, oferecendo grande precisão em análises pontuais, porém com custo alto e restrições em escala espacial e temporal (RITCHIE e COOPER, 2001).

Por outro lado, as técnicas de geoprocessamento, associadas ao sensoriamento remoto orbital podem ser muito úteis na predição de impactos, além de possibilitar simulações de cenários diversos. A compreensão da maneira como a radiação emergente dos corpos d'água varia no tempo e no espaço, por exemplo, pode ser útil ao gerenciamento e ao manejo sazonal dos ecossistemas aquáticos. O uso antrópico das terras dentro das bacias de captação tem um papel importante na qualidade destas águas (BREUNIG *et al.*, 2011), uma vez que pode criar condições adversas que alteram os parâmetros limnológicos. Dessa maneira o mapeamento de tal ocupação é extremamente importante para entender o padrão de qualidade de água em um reservatório e pode auxiliar no processo de tomada de decisão.

Vale ressaltar que há uma grande confiabilidade na aplicação das informações obtidas por sensoriamento remoto óptico para estudos limnológicos, como já pôde ser observado em vários estudos realizados anteriormente (PREISENDORFER, 1986; CURRAN e NOVO, 1988; RITCHIE *et al.*, 1990; BITENCOURT-PEREIRA, 1992; JEROME *et al.*, 1996; BARBOSA *et al.*, 2010).

Para compreender esses estudos é preciso saber que, de um corpo d'água, o que se observa através dos diversos sistemas sensores remotos é a radiância emergente resultante do espalhamento causado pelos elementos em suspensão na zona eufótica além das macrófitas e outros materiais (SMITH, 1968; SMITH e BAKER, 1978a; b; BUKATA *et al.*, 1981a; BUKATA *et al.*, 1981b; SMITH e BAKER, 1981; BUKATA *et al.*, 1983). Cerca de 90% do fluxo emergente de um corpo d'água é originado dentro dele mesmo, e é causado por este espalhamento ou pela reflectância do fundo, quando este for raso (KIRK, 1994; JENSEN, 2009). A radiância está diretamente relacionada à reflectância, que é determinada pelas propriedades físicas e químicas dos alvos, a qual é conhecida como a assinatura espectral do alvo.

Sendo assim, somente os parâmetros limnológicos capazes de alterar as propriedades ópticas da água podem ser relacionados com a resposta espectral obtida por sensoriamento remoto (BITENCOURT-PEREIRA, 1988; BITENCOURT-PEREIRA, 1992). Entre estes podemos destacar a turbidez e a concentração de pigmentos. A partir da observação empírica de que a transparência de disco de Secchi cai pela metade toda vez que a biomassa algal dobra (CARLSON

(1977), desenvolveu-se um índice que mostra os estados tróficos da água variando de zero (oligotrófico) a 100 (eutrófico).

O índice de Estado Trófico (IET) (CARLSON, 1977) foi modificado por TOLEDO JR. *et al.* (1983), de modo a adequá-lo a ambientes subtropicais. Esse índice é uma média ponderada das equações de transparência (disco de Secchi), clorofila A (Cl-A), fósforo solúvel reativo e fósforo total. Na atualidade a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) utiliza o Índice de Estado Trófico Modificado (IETM) por LAMPARELLI (2004), que é capaz de gerar valores com base na concentração de clorofila, através da seguinte equação:

$$\text{IETM (Cl-A)} = 10 \times \left\{ 6 - \left[0,92 - 0,34 \times \left(\frac{\ln \text{Cl-A}}{\ln 2} \right) \right] \right\} \quad \text{Eq. 19}$$

Para delimitar os níveis de eutrofização a autora propôs a seguinte classificação para reservatórios (Tabela 8):

Tabela 8. Classificação para o IETM de LAMPARELLI (2004)

Estado Trófico	Faixa de Valores
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$
Oligotrófico	$47 \leq 52$
Mesotrófico	$52 \leq 59$
Eutrófico	$59 \leq 63$
Supereutrófico	$63 \leq 67$
Hipereutrófico	$\text{IETM} > 67$

Vários autores (LILLESAND *et al.*, 1983; LATHROP *et al.*, 1991; GILERSON *et al.*, 2010; POTES *et al.*, 2011) testaram, com sucesso, o potencial de estimativa do IET original em lagos do hemisfério norte, substituindo o parâmetro limnológico de campo por imagens multiespectrais que o represente.

Outro parâmetro que pode ser medido através de dados orbitais são os particulados orgânicos formados pelas populações planctônicas. Nesse sentido os pigmentos são os responsáveis pela assinatura espectral registrada. Contudo, a concentração de pigmentos “A” totais (clorofila + feofitina) não pode ser inferior a 20µg/L (BITENCOURT-PEREIRA, 1992; BITENCOURT-PEREIRA, 1993). Assim, se a eutrofização do corpo d’água estiver relacionada com alguns desses parâmetros limnológicos, é possível estimar espacialmente as áreas de diferentes níveis tróficos, utilizando imagens espectrais nas faixas espectrais do visível.

BITENCOURT-PEREIRA (1992) fez uma revisão bibliográfica dos fundamentos que relaciona a luz e a água, bem como uma discussão dos pontos frágeis relacionados ao uso de imagens de satélite na detecção de parâmetros limnológicos passíveis de serem monitorados por sensoriamento remoto. PALOMBO e BITENCOURT-PEREIRA (1992) fizeram um estudo sobre infestação de *Pistiastratiotes* no reservatório do Rio das Pedras, no Complexo Billings.

LATHROP; LILLESAND (1991), testaram a utilidade de imagens multiespectrais, no monitoramento da turbidez de águas continentais, seguindo as experiências de BUKATA *et al.* (1983), e concluíram que a razão vermelho/azul apresentou o melhor desempenho. À medida que aumenta o espalhamento devido aos sólidos em suspensão aumenta também a reflectância desde as faixas do visível até o IVP, com pico no vermelho. A razão vermelho/azul se mostrou um índice útil para prever a transparência da água.

CHENG e LEI (2001) avaliaram o estado trófico de um reservatório utilizando imagens Landsat-TM. Testaram o índice de eutrofização de Carlson (IEC) a partir da profundidade de disco de Secchi e da concentração de Cl-A, ambos obtidos no campo e em imagens de satélite no vermelho e verde, definindo assim como devem ser as novas equações desse índice.

CHIPMAN *et al.* (2004) estudaram a capacidade de estimar a transparência de 8.645 lagos, entre 1999 e 2001, através de imagens Landsat (TM e ETM). Fizeram uma análise regressiva entre dados de campo e de reflectância no azul e no vermelho. A mediana do R^2 foi 0,79 com uma validação de 233 lagos, resultando em um erro médio quadrático entre 0,61 e 0,89m de transparência.

LOBO *et al.* (2005) testaram a habilidade de imagens do satélite CBERS-2/CCD (faixa do verde), de prever o índice de estado trófico de Carlson (IEC), adaptado para os trópicos, usando dados do braço Rio Grande do Complexo Billings. Utilizaram dados de concentração de Cl-A, profundidade de disco de Secchi e fósforos totais. Contudo, os resultados não foram validados.

O Estado Trófico (ET) de um corpo d'água pode revelar as condições de potabilidade do sistema. Suas variações sazonal e espacial dificultam o monitoramento. Além do pulso é preciso identificar as diversas contribuições feitas pelos vários usos da terra na bacia de captação. Além disso, a dinâmica desses pulsos precisa ser considerada juntamente com outras variáveis oriundas da bacia de captação, o que só é possível em ambiente de SIG.

Considerando as informações anteriormente apresentadas, a pergunta a ser respondida é se existe a possibilidade de identificar um pulso relacionado ao ET de um reservatório através de dados obtidos por sensoriamento remoto. Neste sentido, a hipótese a ser investigada é a de que variações na concentração de pigmentos podem ser estimadas espaço-temporalmente através do cálculo do IET e pela variância acumulada numa série de imagens.

Dentro desse contexto, os objetivos propostos são: i) escolha de um modelo capaz de estimar a concentração de Cl-A nos reservatórios das Represas Billings e Guarapiranga; ii) geração de um mapa de classes de eutrofização; iii) produção de um mapa de uso e ocupação do solo nas bacias estudadas; e iv) determinação do pulso relacionado ao ET.

2.1. Material e Métodos

2.1.1. Área de estudo

As Represas Billings e Guarapiranga (23°47'20"S, 46°36'00"O / 23°43'00"S, 46°43'50"O, Figura 9) fazem parte da bacia Alto Tietê e também são utilizadas para abastecimento de água

na região, sendo a Represa Guarapiranga utilizada para suprir a demanda da cidade de São Paulo e a Represa Billings a demanda do Grande ABCD, principalmente. Essa última também é utilizada na Usina Hidrelétrica de Henri Borden, localizada no município de Cubatão.

Figura 9. Localização dos Reservatórios Billings Guarapiranga

A Bacia Hidrográfica da Billings apresentava, em 1999, 14,63% de seu território ocupado por uso urbano, separado em duas categorias: áreas de ocupação consolidada e áreas de ocupação não consolidada. Foram identificadas, ainda, localidades ocupadas por chácaras, condomínios de baixa densidade e outros usos residenciais não urbanos que, em alguns casos, estão sujeitos a pressões de áreas de ocupação não consolidada adjacentes. Estas categorias de uso do solo, agrupadas sob a denominação de áreas de ocupação dispersa correspondem a 5,6% da Bacia da Billings e tendem a se transformar em áreas urbanas em médio prazo (CAPOBIANCO e WHATELY, 2000). A Figura 10 ilustra a divisão desta bacia em sub-bacias de acordo com os braços do reservatório. O padrão descrito neste parágrafo também é observado na bacia da Represa Guarapiranga.

Essa situação, em muitos casos, acaba refletindo numa má qualidade de água do sistema como um todo. As alterações nos regimes hidrológicos e hidráulicos e a poluição dos rios, somadas ao fato da RMSP ser uma das áreas de maior adensamento urbano do mundo, com uma população de quase 20 milhões de habitantes, resultam numa baixa disponibilidade de água por pessoa, com índices comparáveis às áreas mais secas do Nordeste Brasileiro. Por tudo isto a cidade vive em regime de racionamento camuflado com o crescimento galopante da demanda (REBOUÇAS, 2006b),

Em relação aos parâmetros limnológicos, o relatório disponibilizado pela CETESB (2012), aponta toxicidade crônica em mais de 50% das análises efetuadas no reservatório Billings em todos os pontos de amostragem. Em 2011, foram encontradas não conformidades em, pelo menos, 25% das amostradas realizadas para detecção de mercúrio, em todos os pontos de

amostragem. No reservatório Guarapiranga, a situação mais alarmante está relacionada com a contaminação por chumbo, verificada entre 2006 e 2010, à presença de cianobactérias em, pelo menos 75% das amostras analisadas em 2011. Neste reservatório também foram encontradas não conformidades nas concentrações de ferro e cobre dissolvido, nos últimos 6 anos. O IET variou entre mesotrófico e hipereutrófico nas estações analisadas, em ambos os reservatórios.

Figura 10. Bacia do Complexo Billings dividida em sub-bacias de acordo com os braços do reservatório. Fonte: Vetores disponíveis em CAPOBIANCO e WHATELY (2000)

2.1.2. Obtenção e pré-processamento das imagens

Foram utilizadas neste trabalho uma série de 10 imagens Landsat 5, sensor *Thematic Mapper* (TM), bandas 1, 2, 3 e 4, disponíveis entre 2003 e 2010, de acordo com a descrição efetuada na Tabela 9. O critério para seleção de imagens foi o de atmosfera livre de nuvens e interferências perceptíveis visualmente, através do catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Além disso, para garantir a padronização dos valores de níveis de cinza, foi assegurado que todas as bandas foram pré-processadas de acordo com a mesma versão do aplicativo utilizado pelo Departamento de Geração de Imagens do INPE (DGI-INPE).

Tabela 9. Relação de datas da série Landsat 5/TM utilizada

Datas
20/07/2003
21/08/2003
08/09/2004
14/09/2006
16/08/2007
17/07/2008
18/08/2008
18/04/2010
04/05/2010
24/08/2010

A utilização de valores parâmetros físicos provenientes de imagens de satélite depende de uma série de correções e transformações, como por exemplo, a conversão dos níveis digitais para valores de reflectância aparente e a correção desta para reflectância de superfície. Essa é uma exigência, sobretudo quando se utiliza dados Landsat 5, em virtude da idade avançada desta plataforma e, conseqüentemente, degradação da qualidade de captação de sinal pelos sensores.

A primeira correção efetuada foi a geométrica, através do georreferenciamento dos dados na plataforma ArcGIS 9.3 (ESRI, 2010), utilizando-se, no mínimo, 25 pontos de controle e garantindo um Root Mean Square (RMS) de 0,5. A correção radiométrica foi realizada de acordo com o modelo *SecondSimulationoftheSatelliteSignal in the Solar Spectrum* (6S), desenvolvido por VERMOTE *et al.* (1997). Adicionalmente, os dados já georreferenciados também foram processados de acordo com o modelo *Dark-ObjectSubtraction* (DOS), desenvolvido por (CHAVEZ, 1988). Para ambos modelos foram utilizados os valores de radiância mínima e máxima de cada banda, além da irradiância solar exoatmosférica ($ESUN_{\lambda}$) calibrados para imagens Landsat 5/TM, obtidas a partir de 1992 (CHANDER *et al.*, 2009). A correção através do modelo DOS foi automatizada com o uso da linguagem *IDRISI Macro Language* (IML), disponível no aplicativo IDRISI Selva, versão 17 (CLARK LABS, 2011).

Para verificar os resultados do processo de correção atmosférica nas imagens foram selecionados pontos de amostragem aleatórios, a fim de comparará-las com imagens brutas, sem correção radiométrica. Para isso foi utilizado o Teste F e t.

2.1.3. Aplicação dos modelos para estimativa de CI-A e cálculo de IET

Os dados de reflectância de superfície provenientes das imagens corrigidas foram transformados em CI-A, com base nas equações para o sensor TM, abaixo listadas (Tabela 10). Nesse caso, os valores das variáveis independentes provêm de cada pixel, de acordo com as bandas do modelo que está sendo aplicado. Em seguida, a imagem de clorofila foi submetida à equação do IETM (LAMPARELLI, 2004) e o produto foi classificado de acordo com os valores disponíveis na Tabela 8.

Tabela 10. Modelos para estimativa de CL-A

Sensor	Autor	Equação	
TM	BILGE <i>et al.</i> (2003)	$Cl_a = 44,2 - 1,17 \times TM1 - 0,88 \times TM2 + 1,49 \times TM3 + 4,08 \times TM4$	Eq. 14
TM	DUAN <i>et al.</i> (2007)	$Cl_a = 116,98 \times (TM3/TM4) - 29,709$	Eq. 15
TM	KABBARA <i>et al.</i> (2008)	$\ln Cl_a = 1,67 - 3,94 \ln TM1 + 3,78 \ln TM2$	Eq. 16
TM	WANG <i>et al.</i> (2008)	$Cl_a = 20,115 \times \{(TM3/TM4 - 1)/(TM3/TM4 + 1)\} + 7,045$	Eq. 17
TM	Modelo proposto	$Cl_a = 377,8 - 371,1 \times (TM3/TM2)$	Eq. 1

2.1.4. Análise do pulso ecológico

Por fim, para investigar a dinâmica espaço-temporal do IETM foi utilizado o processamento *Principal ComponentAnalysis (PCA)* ou Análise por Componentes Principais (EASTMAN, 1999), disponível na plataforma IDRISI Selva, versão 17 (CLARK LABS, 2011) através do módulo *Earth TrendsModeler*. Os resultados deste processamento são novas imagens que acumulam a variância do dado de interesse (IETM, no caso) em toda a série temporal. O princípio da PCA é acumular nas imagens resultantes toda a variância dos dados de origem (série temporal de Cl-A, no caso). A primeira componente é aquela que acumulará sempre a maior parte da variância, enquanto as demais explicarão a variância restante, sucessivamente.

2.1.5. Mapeamento de uso e ocupação

Para dar suporte à interpretação dos dados, foi gerado com auxílio da plataforma IDRISI Selva, versão 17 (CLARK LABS, 2011), um mapa de uso e ocupação da área de estudo com base em imagens *Advanced Land ObservingSatellite (ALOS)*, sensor *AdvancedVisibleandNearInfraredRadiometertype 2 (AVNIR-2)*, obtida em 02/12/2007.

Com o intuito de aumentar a quantidade de informações a serem obtidas durante a extração das assinaturas espectrais foi utilizada a PCA das quatro bandas originais, obtendo-se uma imagem que explicava 87,2% da variação total entre elas. Foi construída, também, uma imagem de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (IVDN), a partir da qual se obteve uma imagem Índice de Área Foliar (IAF), segundo DUCHEMIN *et al.* (2006)

$$IAF = \frac{\ln(1 - IVDN)}{-0.54} \quad \text{Eq. 20}$$

Essas 6 imagens (4 bandas originais, PCA1 e IAF) foram utilizadas no processo de classificação do uso do solo que teve os passos apresentados na Figura 11:

Figura 11. Esquema do processamento utilizado para gerar os mapas de uso e ocupação do solo. A “imagem máscara de vegetação” resultou da aferição de campo feita no Parque Alfredo Volpi, conforme (BARROS e BITENCOURT, 2009).

Algumas dessas classes mostraram uma variação interna muito grande, por isso foram subdivididas em duas subclasses. A classe “urbanização” teve de ser subdividida em urbanização de telhas de cerâmica e urbanização de telhados cinza, por exemplo. Diferentes qualidades de água resultam em respostas espectrais diferentes, portanto a classe “água” também sofreu uma subdivisão. A classe “asfalto” também foi dividida em função do contexto na qual ela se inseria, uma vez que matrizes diferentes causavam diferentes misturas entre classes. Ou seja, se um sítio controle estivesse em uma matriz urbana, como é o caso de uma rua numa cidade, este seria classificado como “asfalto de cidade”. Já no caso de asfalto inserido em uma matriz de vegetação, como uma autoestrada, o sítio controle foi classificado como “asfalto de campo”.

Uma vez delimitados todos os sítios de controle, foi realizado o algoritmo de classificação *fuzzy*, que exigiu a construção de uma matriz de partição, mostrada na Tabela 11.

Tabela 11. Matriz de partição *fuzzy* utilizada. Cada linha corresponde a um grupo de sítios controle, enquanto cada coluna corresponde a uma das classes de uso e ocupação a serem obtidas. Os valores de cada célula representam a proporção de mistura de cada classe em cada grupo de sítios controle.

Sítios Controle	Asfalto campo	Asfalto cidade	Urbanização	Brilhantes	Solo exposto	Campo	Veg. Arbórea	Silvicultura	Água	Água 2
1	0.85	0	0	0	0	0.1	0.05	0	0	0
2	0	0.8	0.15	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0.05	0.8	0	0.05	0.05	0.05	0	0	0
4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0.95	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0.02	0.98	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
10	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.85

A classificação *fuzzy* resultante deu origem a uma imagem de probabilidade para cada classe, nas quais o valor dos pixels corresponde à probabilidade de pertencerem a cada classe. Essas imagens foram combinadas numa única imagem de classificação, na qual cada pixel foi classificado de acordo com a classe à qual ele apresentava maior probabilidade de pertencer.

Para aumentar a confiabilidade do dado produzido, decidiu-se refinar as informações da classe vegetação e das áreas nas quais não foi possível determinar uma classe na primeira etapa de processamento. Foi utilizada uma máscara para filtrar os dados das áreas de interesse e selecionados novos sítios de classificação de acordo com essas áreas (vegetação arbórea, áreas de campo, áreas de culturas herbáceas, várzeas, solo exposto e água com muito material em suspensão). O classificador utilizado foi o MAXLIKE.

2.2. Resultados

2.2.1. Pré-processamento das imagens

A análise da correção radiométrica dos dados é uma etapa importante, que garante a geração mais fidedigna de produtos com base nos valores de reflectância. Ao avaliar manualmente o valor dos pixels escuros relacionados a corpos d'água, verificou-se a presença de valores negativos nas imagens geradas pelo modelos 6S. Isso é um grave problema, que impede o processamento direto pelo IDRISI, exigindo reclassificação desses valores. Essa não foi uma característica observada nas imagens corrigidas através do modelo DOS, já que a escolha do pixel escuro foi efetuada manualmente, com base na frequência dos níveis digitais, através da análise dos histogramas de cada banda.

Também foi realizada a avaliação visual das imagens corrigidas, comparando-as com imagens brutas. Esse procedimento foi efetuado em diversas bandas e datas. A Figura 12, abaixo, ilustra a banda 4 da imagem Landsat 5/TM obtida em 24/08/2010. Notar que a imagem original (A) é, de forma geral, mais escura em relação à imagem corrigida (B). Observando com

mais detalhe a fração inferior direita das cenas fica mais evidente o clareamento conferido pela anulação dos efeitos atmosféricos.

Figura 12. Resultado visual da correção atmosférica aplicada sobre a banda 4 do satélite Landsat 5/TM, adquirida em 24/08/2010. Reflectância aparente em “A” e reflectância de superfície em “B”.

A fim de embasar essa discussão, a análise estatística dos 100 valores amostrados em imagens sem processamento e processadas está descrita na Tabela 12. Notar que, embora a hipótese nula para variância tenha sido rejeitada em todas as bandas analisadas, o resultado do Teste *t* (significância de 95%) não aponta rejeição de hipótese nula para médias inerentes a banda 4. Ainda assim, o *p*-valor encontrado foi de 0,077, muito próximo do alfa de 5%. Isso indica que a correção radiométrica não foi significativa nesta banda.

Tabela 12. Resultados estatísticos para Teste F e Teste *t* aplicados para amostras de reflectância em imagens sem (A) e com (B) correção atmosférica. $\alpha=0,05$.

	Banda 1	Banda 2	Banda 3	Banda 4
Teste F	<i>p</i> -value < 0,05	<i>p</i> -value < 0,05	<i>p</i> -value < 0,05	<i>p</i> -value < 0,05
Teste <i>t</i>	<i>p</i> -value < 0,05	<i>p</i> -value < 0,05	<i>p</i> -value < 0,05	<i>p</i> -value = 0,077

2.2.2. Aplicação dos modelos para estimativa de Cl-A

Diversos modelos foram testados a fim de melhor estimar a concentração de Cl-A nos reservatórios estudados, com base em dados de reflectância extraídos de imagens Landsat 5/TM (Tabela 9). O melhor resultado obtido foi através do modelo desenvolvido por BILGE *et al.* (2003), descrito na Equação 14:

$$Cl_A = 44,2 - 1,17 \times TM1 - 0,88 \times TM2 + 1,49 \times TM3 + 4,08 \times TM4 \text{ Eq. 14}$$

Como pode ser observado na Figura 13, que corresponde ao processamento de uma imagem de 24/08/2010, através da equação acima foi possível estimar valores de Cl-A acima de

20µg/L (até 70µg/L, analisando o histograma), compatíveis com o relatório de qualidade de água da região na mesma data (CETESB, 2011).

A geração da imagem com a distribuição espacial da Cl-A com base em equações desenvolvidas por outros autores produziu dados inconsistentes com os dados disponíveis para os reservatórios. Em alguns casos as equações superestimavam a concentração de pigmentos e, em outros, subestimava. Vale ressaltar que todas as transformações referentes a diferenças entre unidades de medidas foram cuidadosamente analisadas.

Figura 13. Concentração de Clorofila A em 24/08/2010

Através da análise da imagem é possível notar regiões onde a concentração de Cl-A é mais acentuada, sobretudo próximo às margens dos braços Taquacetuba e Corpo Central. O Braço do Rio Grande, como esperado, apresentou uma menor concentração pigmento na data analisada. Essa é um dado importante uma vez que ilustra a sensibilidade do modelo escolhido.

Ainda, com relação à Bacia da Represa Guarapiranga, nota-se que a variação do pigmento em análise é menos heterogênea na data analisada. As regiões menos afetadas são a na porção Norte e Leste do reservatório. As áreas mais afetadas são as regiões Sudoeste e Sul (Parelheiros).

2.2.3. Geração do IETM

A qualidade na geração do IETM dependia exclusivamente da qualidade da imagem de Cl-A. Como comentado anteriormente, através do modelo escolhido foi possível gerar um produto bastante fidedigno com a variação conhecida para o pigmento estudado neste trabalho. A Figura 14 ilustra essa variação da Cl-A de acordo com LAMPARELLI (2004). O modelo já foi anteriormente apresentado na Eq. 1.

A interpretação destes resultados é muito semelhante àquela feita para a concentração da Cl-A. Notar que os menores índices foram encontrados no Braço do Rio Pequeno, Braço do Rio Grande e a Represa Guarapiranga como um todo.

Ainda, vale ressaltar que os IET é comumente expresso através das classes de eutrofização como mostra a Tabela 14.

Figura 14. Variações do IETM nos reservatórios das represas Billings e Guarapiranga

A Figura 15 ilustra a variação final da concentração de Cl-A transformada em IETM e classificada em 6 diferentes categorias. Notar que, mesmo após a classificação é possível identificar variações nos reservatórios estudados. Ainda, essas variações também são condizentes com os dados apresentados para a região no ano de 2010 (CETESB, 2011).

Figura 15. Índice de estado trófico classificado de acordo com LAMPARELLI (2004) em 24/08/2010

2.2.4. Avaliação do pulso relacionado ao IETM

O pulso ecológico inerente a distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica é entendido como regiões onde há uma grande variação na concentração da Cl-A. Essa variação pode ser identificada e avaliada em diferentes escalas temporais, dependendo da disponibilidade de imagens para estudo.

No presente trabalho não foi possível identificar uma tendência sazonal, já que os dados estão distribuídos em uma série de 10 imagens entre os anos de 2003 e 2010. Assim, a Figura 16 ilustra a Primeira componente principal oriunda da análise de Fourier e representa a maior variação espectral em toda a série de imagens Cl-A processadas.

Para contribuir com esta análise, convém analisar a imagem de correlação linear (Figura 17) já que esta também representa a variação dos dados espectrais. Neste caso, um valor maior de correlação é um indício de não mudança entre as 10 imagens de Cl-A.

Notar que as regiões descritas anteriormente e conhecidas historicamente como de melhor qualidade são aquelas que apresentam maiores correlações. Isso é um indício

importante pois garante que a qualidade se mantém, mesmo considerando um período longo de 8 anos. Ainda, convém analisar os dados de uso e ocupação da área que serão apresentados no tópico seguinte. Atentar para as áreas com ocupações urbanas consolidadas e como essas acabam influenciando no padrão de distribuição de biomassa fitoplanctônica nos reservatórios.

Figura 16. Primeira componente principal resultante da análise de Fourier.

Figura 17. Correlação linear de clorofila oriundo da análise de Fourier da série temporal utilizada no presente estudo.

2.2.5. Uso e ocupação na área dos reservatórios em 2010

O resultado do processo de classificação da imagem ALOS/AVNIR-2 está disponível na Figura 18, para as duas bacias estudadas (Billings e Guarapiranga). Notar que a proporção entre as classes extraídas varia em cada bacia. Para um maior detalhe as Tabelas 13 e 14 demonstram tais proporções de maneira quantitativa e, em destaque negrito, as classes com maior proporção de área em cada bacia hidrográfica.

Tabela 13. Proporção de ocorrência das diferentes classes de uso de solo dentro da Bacia Hidrográfica da Represa Guarapiranga. Destacadas em negrito estão as duas classes que ocupam as maiores áreas dentro da bacia.

Classe	Área (ha)	%
Asfalto	3618.00	6.07
Urbanização	2315.85	3.89
Superfícies “brilhantes”	14.80	0.02
Solo exposto	4987.49	8.37
Água	2319.58	3.89
Não Identificado	1576.94	2.65
Vegetação herbácea	15525.56	26.06
Floresta	28859.64	48.45
Silvicultura	348.96	0.59
Total	59566.82	100

Tabela 14. Proporção de ocorrência das diferentes classes de uso de solo dentro da Bacia Hidrográfica da Represa Billings. Destacadas em negrito estão as duas classes que ocupam as maiores áreas dentro da bacia.

Classe	Área (ha)	%
Asfalto	4394.08	7.67
Urbanização	2015.74	3.52
Superfícies “brilhantes”	10.88	0.02
Solo exposto	3012.13	5.26
Água	8921.89	15.57
Não Identificado	852.19	1.49
Vegetação herbácea	9199.02	16.05
Vegetação arbórea	28738.27	50.15
Silvicultura	159.17	0.28
Total	59566.82	100

Figura 18. Mapa de uso e ocupação do solo nas bacias das Represas Billings e Guarapiranga

2.3. Discussão

O processo de classificação de imagem é, tradicionalmente, realizado com base nos classificadores disponíveis nos aplicativos para processamento digital de imagem e muitos são os estudos que comparam a eficiência desses diferentes algoritmos (MANTELLI *et al.*, 2007). Também são muitos os trabalhos que propõem processamentos adicionais, a fim de criar novas informações, aumentando assim a eficiência dos classificadores (SHIMABUKURO e SMITH, 1991). Neste trabalho a sequência de processamento proposta foi capaz de extrair informações bastante detalhadas para uma imagem com resolução espacial mediana (10m). Ainda que não tenha sido utilizada nenhuma informação como verdade terrestre com objetivo de gerar o índice *Kappa* (CONGALTON e GREEN, 1999), a avaliação visual e os dados de ocupação condizem com aqueles apresentados em outros estudos na região (CAPOBIANCO e WHATELY, 2000). Além disso, as informações de uso e ocupação apenas foram utilizadas para interpretação da variação espacial nos reservatórios, o que não demanda mapas com escalas minuciosas, ainda mais considerando-se que a informação limnológica foi extraída de imagens Landsat 5/TM, compatível com escala de 1:50.000.

A análise da distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica pôde ser efetuada avaliando-se a concentração de Cl-A nos corpos d'água estudados, uma vez que esse parâmetro está relacionado à biomassa dos organismos aquáticos vegetais. A escolha do modelo que melhor representasse a distribuição da Cl-A nos reservatórios estudados foi uma etapa muito importante, realizada com extremo critério, já que os demais processamentos dependiam, diretamente, da qualidade da imagem que representa a distribuição espacial de Cl-A. As imagens produzidas a partir da modelagem com diferentes equações foram analisadas visualmente e os valores de concentração do pigmento de interesse foram comparados com dados históricos, provenientes de trabalhos de campo anteriores e também do monitoramento realizado pela CETESB anualmente (CETESB, 2012). Dessa maneira, o modelo desenvolvido por BILGE *et al.* (2003) melhor representou a realidade nos reservatórios estudados, corroborando com o padrão de uso e ocupação do solo histórico nas bacias hidrográficas correspondentes (MATARAZZO-NEUBERGER, 1994; WHATELY, 2002; WHATELY e CUNHA, 2006).

Vale ressaltar que altas concentrações de biomassa (acima de 40µg/L) foram encontradas apenas próximas às margens, onde estão localizadas as cabeceiras dos rios. Essas regiões, por serem mais rasas, apresentam concentrações maiores de pigmentos. A situação ainda pode ser agravada devido a uma homogeneização menos eficiente da coluna d'água em relação ao corpo central do reservatório. Além disso, como o que se observa de um corpo d'água é a radiação emergente (SMITH, 1968; SMITH e BAKER, 1978a; b; BUKATA *et al.*, 1981a; BUKATA *et al.*, 1981b; SMITH e BAKER, 1981; BUKATA *et al.*, 1983), resultante de múltiplas interações com partículas em suspensão e com o fundo do reservatório, a informação captada pelos sensores também sofre influência dos compostos sedimentados, sobretudo nas regiões rasas mencionadas. Modelar essas interferências é um trabalho a parte. Embora diversos estudos tenham sido desenvolvidos nesse sentido (LYZENGA, 1985; LOUCHARD *et al.*, 2003; FONSTAD e MARCUS, 2005) utilizando-se de produtos de sensoriamento remoto, LYZENGA (1978) comenta que a estimativa de profundidade somente pode ser efetuada em corpos d'água límpidos e rasos através das imagens ópticas. CEYHUN e YALCIN (2010) apontam a possibilidade de

utilização de sensores passivos, que sofrem menos influência das partículas em suspensão na coluna d'água. Modelar esta variável seria fundamental em ecossistemas rasos ou de águas claras.

A mesma análise realizada para a alta concentração de biomassa nas áreas próximas às margens também se aplica ao braço do Rio Pequeno do Reservatório Billings. Os dados limnológicos históricos e o padrão de ocupação no entorno desta região fazem com que esse seja o braço com melhor qualidade de água em todo o sistema, mesmo nos dias atuais. Como pôde ser observado nas Figuras 13 e 14, embora a concentração de Cl-A seja inferior em relação àquela encontrada nos braços do Taquacetuba e Corpo Central, ainda assim os IETs foram classificados como supereutróficos ou hipereutróficos. Essa definitivamente não é uma realidade esperada devido ao contexto exposto, o que corrobora com a hipótese de influência do *background* na radiação emergente (BUKATA *et al.*, 1981a; SMITH e BAKER, 1981; BUKATA *et al.*, 1983). Esse padrão de interação já foi amplamente estudado por outros autores e devem ser considerados, obrigatoriamente, na modelagem de parâmetros limnológicos em compartimentos rasos, onde não são observadas zonas afóticas (ESTEVES, 1998).

Nas demais áreas dos reservatórios, as concentrações mais altas de Cl-A podem ser verificadas próximo a região de Parelheiros, no extremo Sul do reservatório Guarapiranga. Na Represa Billings os piores valores podem ser verificados no Corpo Central, sob influência do braço Grotta Funda, Cocaia e Alvarenga, sobretudo. Ao comparar esses dados com o mapa de uso e ocupação, nota-se que, em Parelheiros, embora haja boa proteção aos mananciais conferida pela cobertura vegetal, ainda assim a região sofre com lançamentos de esgoto sem tratamento, provenientes da região Sudoeste da Guarapiranga (WHATELY e CUNHA, 2006). Já para Represa Billings, está evidente que a ocupação irregular histórica, já descrita por muitos autores (MATARAZZO-NEUBERGER, 1994; CAPOBIANCO e WHATELY, 2000; WHATELY, 2002), exerce forte influência, na região do Corpo Central, principalmente na região do Alvarenga, onde o padrão de ocupação é extremamente desorganizado e a infraestrutura de saneamento é precária (CAPOBIANCO e WHATELY, 2000; WHATELY, 2002). Nos demais braços a urbanização ainda ocorre de maneira esparsa e poucas áreas com classes de eutrofização hipereutrófica são observadas. No Braço do Rio Grande, a barragem e no Braço do Rio Grande Jusante confere proteção a este compartimento. O manejo por conta da captação de água neste braço faz com que nele sejam observadas as menores concentrações de Cl-A em todo o sistema.

A análise da dinâmica espaço-temporal (Figura 16) revela regiões onde a concentração de CL-A é preferencialmente alta ou baixa considerando a série temporal de 8 anos analisada (Tabela 9). O estudo deste dado deve ser realizado de maneira cuidadosa já que ele, isoladamente, ele não é capaz de trazer tal tipo de informação. A dinâmica aponta, inicialmente, áreas que sofrem maiores ou menores variações relativa na concentração de Cl-A, ou seja, considerando-se o período de 10 anos podem ser identificados compartimentos onde as concentrações variam mais ou menos. A relação desta informação com o dados de uso e ocupação e a imagem de concentração absoluta de Cl-A ou IETM (Figuras 14 e 15, respectivamente) é que permite avaliar espaço-temporalmente regiões preferencialmente mais ou menos eutrofizadas.

Dessa forma, verificou-se que o Braço do Rio Grande apresentou biomassa constante no período analisado. Essa perspectiva é alentadora já que a região possui menores índices de eutrofização em todo o sistema. Um padrão semelhante foi encontrado para a região central do reservatório da Represa Guarapiranga. Ainda neste reservatório foi verificada uma perspectiva interessante na região de Parelheiros. Apesar de terem sido verificadas altas concentrações de Cl-A em agosto de 2010, a análise da dinâmica aponta grandes variações no período estudado, ou seja, o grau de trofia da água apresentou valores mais favoráveis em outras datas. Infelizmente essa não é uma regra para outras áreas com dinâmica mais heterogênea. No Braço do Taquacetuba e Corpo Central da Represa Billings as concentrações de Cl-A variaram bastante na série estudada. Contudo, os IETMs mantiveram-se sempre supereutróficos ou hipereutróficos. Como já explicado, essa característica deve-se ao padrão de ocupação nos braços de captação (Alvarenga, Grota Funda, Bororé e Cocaia).

2.4. Conclusões

A escolha de um modelo que capaz de estimar a concentração de Cl-A nos reservatórios das Represas Billings e Guarapiranga apontou a equação desenvolvida por BILGE *et al.* (2003) como o sendo a mais adequada na estimativa de biomassa fitoplanctônica. Isso por conta da amplitude da concentração de Cl-A descrita pelo autor, que é condizente com aquelas verificadas nos reservatórios estudados.

A metodologia proposta para criação do mapa de uso e ocupação do solo com base nas imagens ALOS é adequada para a finalidade de análise dos padrões de IET nas bacias hidrográficas, apresentando um desempenho visual satisfatório por conta do detalhamento de classes produzido. A utilização de imagens compatíveis com escalas de trabalho mais detalhadas muito contribuiria na qualidade do mapa final.

Sobre o pulso ecológico relacionado ao ET nas represas, foi possível identificar regiões onde a concentração de pigmentos é preferencialmente maior ou menor dentro do contexto analisado. Esse dado contribui para entender a influência do entorno na qualidade de água dos reservatórios, bem como auxilia no gerenciamento desses recursos hídricos, apontando regiões onde o monitoramento e as intervenções, por parte da concessionária de abastecimento, devem ser mais incisivos.

Por fim, cabe alertar sobre a qualidade da água nos reservatórios estudados. Ainda que haja uma pré-concepção pública de que os recursos estão acabados na região, os braços do Rio Grande e Rio Pequeno ainda apresentam potencial bastante elevado para a conservação da biodiversidade e manutenção do ecossistema aquático, já que esses ainda não estão comprometidos quanto à biomassa fitoplanctônica, por exemplo. É preciso considerar se, de fato, a presença de remanescentes de Mata Atlântica é um bom indicador do estado de conservação da bacia de captação. Essa análise aqui apresentada sugere que se deva encorajar os gestores na criação de novas medidas de proteção dos recursos naturais da região, seja através do cumprimento da Lei Específica da Billings ou através da atualização e aplicação dos planos diretores e zoneamentos ecológicos.

3. ASSESSING ECOLOGICAL RISK THROUGH AUTOMATED DRAINAGE EXTRACTION AND WATERSHED DELINEATION

Conservation measures may be discussed with the concept of ecological risk assessment. The United States Environmental Protection Agency (NORTON *et al.*, 1992) defined that "Ecological risk assessment evaluates the likelihood that adverse ecological effects may occur or are occurring as a result of exposure to one or more stressors" (NORTON *et al.*, 1992). GENTILE *et al.* (1993) define risk assessment as a process that determines the probability of a particular event occurring and can play an important role in decision-making (GENTILE *et al.*, 1993).

In the ecological sphere, risk assessment has become potentially favorable as a management tool (HOPE, 2006). Although ecological risk assessment is a controversial issue (TANNENBAUM, 2010), many points can be considered during decision making, such as weighing up the probable risks in landscape analysis and other important factors, such as social, legal, political and economic (BROWNER, 1998).

Therefore, in order to continue improving the interpretation of local and regional ecological risks to the landscape, automatic watershed delimitations can be used to evaluate the exposure of a protected area to possible stressors. It must be done especially in the border lines, where the management and conservation depends on external factors such as land use and landscape integrity (HUANG *et al.*, 2007).

Some researchers agreed that ecological risk assessment is usually related to chemicals dispersion (HAYASHI e KASHIWAGI, 2011; KRAMER *et al.*, 2011). Along the conservation units borderlines the risk must be provided and controlled in order to foment adequate conservation actions. It is possible only when the ecological risk assessment tools are considered during the protection area planning and delimitation. These tools are essential for management too, after the conservation unit creation.

In this way, the ecological risk assessment of the protected areas borders must be a procedure that takes into account the landscape as a whole, necessarily implying the usage of different remote sensing products. Some example, maybe Digital Elevation Model (DEM), drainage network and vectors watershed, along with data processing techniques already known.

A DEM is one of the many products available for public use that provide information regarding new datasets for drainage extraction and watershed delineation (HANCOCK *et al.*, 2006). In areas with complex drainage and huge catchment basins, it is desirable to have products that are easily accessible and efficient at characterizing these networks. Hydrological modeling of small and large geographical domains, such as river channels and drainage areas, is essential to identify areas with current and future water problems related with human occupation (LE COZ *et al.*, 2009). The combination of remote sensing products with advances in Geographic Information System (GIS) techniques is a tool that can be used for recommending conservation measures (BISWAS *et al.*, 2002).

DEMs that are obtained by remote sensing are extremely effective in extracting drainage networks (MARTZ e GARBRECHT, 1993). In Brazil, this type of data has been widely used and can provide information where data accessibility is often limited. Different algorithms and models

for automated drainage extraction and watershed delineation have been in use since the mid-eighties. These tools are available from various GIS (MARTZ e GARBRECHT, 1993) and follow a similar processing scheme, including flow direction and accumulation determination, drainage network deviation and ordering, and watershed delineation (JENSON, 1991).

Studies such RABUS *et al.* (2003) and VALERIANO (2004) have stressed the advantage of using data from the remote sensing products known as Synthetic Aperture Radar (SAR) and Interferometric Synthetic Aperture Radar (InSAR) that were gathered during the Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM). The original SRTM took place in February 2000, and successfully recorded the first almost global (from 60° N to 57° S) elevation dataset using interferometric synthetic aperture radar (InSAR). It provided data in C- and X-bands at 1 arc-sec resolution. For South America, C-band data, processed by NASA-JPL, were released in the form of a seamless DEM at a degraded resolution of 3 arc-sec (~90m), and have been available on-line since 2003.

However, insufficient contrast in some parts of SRTM-3 radar imagery tends to produce an average slope gradient that is too high in flat areas and too low in high-relief areas (Hayakawa *et al.*, 2008). These characteristics can provide a range of vectors and polygons features for automatic drainage network and watershed delimitation.

Another DEM data that is available nowadays is TOPODATA. It is a project which offers free access to local geomorphometric variables yielded by SRTM data, available throughout the whole of Brazil. The data have been refined from 3 arc-second (~90m) resolution to 1 arc-second (~30m) through kriging and are constantly reprocessed in order to enhance the quality of data. This resample procedure has resulted in the improvement of SRTM data, with better resolution of data processing when compared with the original 90m data.

An additional data that is available is the ASTER-DEM, based on satellite imagery from the Advanced Space-borne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER). As with TOPODATA, ASTER also has a 1 arc-sec resolution and is freely distributed worldwide.

All these products undergo different processing alterations before they are released. This may cause significant differences in relation to extracting information (ANDRADES FILHO *et al.*, 2009). Thus, three types of DEM were used for automatic drainage and watershed extraction and the data were compared with official Brazilian cartographic drainage maps. Two of the DEM sets (SRTM and TOPODATA) were obtained from InSAR, and one (ASTER-DEM) was obtained from optical data. The official Brazilian cartographic drainage maps were provided by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), mostly obtained through RADAM Brazil data interpretation. This drainage was adopted as a ground truth.

It is important to consider that the scale of IBGE drainage network (1:50.000) is compatible with this work purpose. This drainage network is the only official map for some areas of the country was adopted due to its large use in many scientific works and environmental projects in Brazil. Furthermore, the cartographic error is classified as "Class A" after cross-validation. Considering a 1:50.000 scale, it means that the error is less than 15m (BRASIL, 1984). With respect to the different DEM comparison, many works were developed and various methods were applied to achieve this purpose. For example, GUTH (2003) evaluated more than 35 parameters in geomorphological SRTM and ASTER

through correlation matrices. Other methods of comparison as variogram analysis, Fourier, and fractal methods have been resistant to automation, because they require special pre-processing, or subjective determination of linearity or periodic trends in noisy data. KOCH e LOHMANN (2000) used spatial transformation tool to evaluate seven parameters descriptor of position, orientation and the scale of the SRTM, compared with the reference data. JARVIS *et al.* (2004) used map algebra and cross tabulation techniques to evaluate the correlation between different DEM data, based on cartographic maps and GPS control points.

Those methods are commonly applied to raster data and cannot be used to drainage network vectors comparison. Vectors and polygons are usually analyzed in a qualitative way, through visual interpretation. According to (WECHSLER, 2007), errors are a fact of spatial data and often cannot be avoided. Nevertheless they must be understood and accounted for. As ecologists that use DEM data for biological purposes, our mission is to search for, recognize and accept the error, working to point out the advantages of using different DEM sources and trying to minimize the uncertainties found in the analyses. Following the automatic drainage and watershed extraction trends, the aim of this study was to discuss the application of DEM derived products, drainage networks and watershed limits, in conservation biology and protected area management through the border ecological risk assessment. Also, will be demonstrate the differences between the mentioned DEM products, generated from three different DEM data sources, SRTM, TOPODATA and ASTER-DEM

3.1. Material and Methods

The study area is the state park known as “Alto do Ribeira” (PETAR), in the south of São Paulo State, Brazil, as shown in Figure 19. This region has a rugged landscape which comprises the Brazilian Atlantic Forest (Mata Atlântica Biome). The São Paulo Vale do Ribeira (São Paulo Ribeira Valley) can be divided into three main geomorphologic zones: a mountainous area, a coastal lowland area and a pre-mountainous area. This study was conducted in the mountainous portion, also known as the Alto do Ribeira. This mountainous region covers an area of about 9,000 km², inside the Mata Atlantic Biosphere Reserve.

Figura 19.Studied arealocation.

Regarding the determination of the border ecological risk, three different types of DEM (SRTM, ASTER and TOPODATA) were processed using ArcGIS 9.3 and IDRISI Andes. Both softwares were used to provide automated drainage network and watershed extraction. Regardless of the ecological subject, this procedure was very important because it shows the advantages of each DEM, and supported the previously mentioned automated generation of drainage networks and watershed.

Some adjustments, such as corrections and transformations, were previously carried out in order to obtain better DEM input data. The first step was to adjust the SRTM DEM by removing data failures with the free software SRTM-Fill. The original data contain several gaps, inappropriate for this study's purposes. The second procedure was to convert all the products into the same coordinate system. In this case, UTM-WGS84 (zone 22S) was applied using Global Mapper. The next steps were carried out using ArcGIS tools, according to the flowchart (Figure 20) displayed above.

Figura 20.DEM Processing flowchart

The Conditional tool (Spatial Analyst Tool extension) was also used to make corrections. Negative elevation values were removed from the DEMs. Subsequently, automated extraction was carried out using the Hydrology Spatial Analyst Tool. Two secondary raster products were obtained for each DEM input: Flow direction and Flow length. The extracted drainages were classified into stream order and refined to purge excess vectors. All stream vectors were converted into ArcGIS shapefile format. The watershed polygons were extracted using the Watershed IDRISI algorithm.

For comparison purposes, a total of 11,581 points were randomly picked from the IBGE official drainage network and produced on a 1:50.000 scale, which is compatible with the

generated vectors scale. The mean distances between each IBGE drainage point and the nearest point to an extracted vector were calculated as showed on Figure 21 example.

Figura 21. Mean distances between each IBGE drainage point and nearest point to extracted vector.

ANOVA and Student's t-Test were used for statistical comparison. The watershed extraction results were compared in terms of area and also visually compared. These two methods were necessary to assess the precision and accuracy.

Ecological border risk was delimited using an official PETAR border line. This polygon was analyzed by taking into account the TOPODATA extracted drainage network and watersheds polygons.

The interpretation was carried out by observing the positions of springs and topographic ridges. Three risk levels were considered: low, medium and high. When the border line was located on top of the ridges, it represents a low ecological risk to the State park, because it suffers no external influence. However, if the border was positioned along a river or drainage course, ecologically it represents a medium risk due to the possibility of external influence. High risk is defined as watersheds that are subject to external influence. This means that drainage flows from external to internal areas.

3.2. Results and discussion

The resampling procedure provided by the TOPODATA project resulted in improved SRTM data with a better resolution (at 30m) when compared with the 90m of the original data (VALERIANO, 2008; VALERIANO *et al.*, 2009; VALERIANO e ALBUQUERQUE, 2010). Figure 22 shows the spatial resolution difference between all DEM products adopted as baseline data for this study.

Figura 22. Spatial resolution comparison among the DEMs adopted for this work. A) TOPODATA-DEM; B) SRTM-DEM; C) ASTER-DEM.

Although ASTER-DEM exhibited a similar resolution when compared with TOPODATA-DEM, differences related to altitude representation are clearly discernible in the selected data sample (Fig. 3A and 3C). HAYAKAWA *et al.* (2008) have also taken into account the advantages of using ASTER-DEM over SRTM-3. This work showed that ASTER-DEM has better topographic representation of flow-altitude hilly lands, for which SRTM-3 tends to overestimate the height of valley floors. In addition, ASTER-DEM accurately represents such topography, and tends to show slopes having near-zero curvature except at the boundary of the slope. The less detailed representation of valleys in SRTM-3 shows as concave slopes near the valley floor, and convex slopes near ridges.

On the other hand, there was an improvement when these variables were generated using TOPODATA-DEM (VALERIANO *et al.*, 2009). To permeate the use of this product application it is important to consider that some failures (gaps) in SRTM-DEM were corrected during the resampling process. Future studies should carry out an absolute comparison between morphometric variables generated using ASTER and TOPODATA-DEM.

When analyzing the drainage networks we found a different result to the one pointed out by HAYAKAWA *et al.* (2008). For automated extracted drainage network the vectors created using interferometric-based data produced better results. The comparison of the three drainage networks (SRTM, TOPODATA and ASTER) and the official drainage (IBGE), indicates a smaller mean distance between vectors for SRTM x IBGE (Table 15 and Figure 23). ANOVA analysis of all

the databases suggests that the means are sufficiently different ($F_{2, 34240}=19.4$; $p < 0.05$). The others drainage networks, ASTER and TOPODATA, were statistically equal ($p > 0.05$ in t Test analysis), with low mean differences between them.

Found standard deviation values occur due to the methodology adopted to measure the mean distances to the official drainage vectors. It is inherent to commission and mainly omission error (when some real drainages vectors remained to be extracted). With some missing drainage vectors it is more difficult to match the official drainage network and consequently, an increase on standard deviation is commonly verified.

TOPODATA produced the best results, and many regions perfectly matched the IBGE drainage. SRTM vectors, on the whole, seem to be linearized, and lack important small drainages. This occurs because of the larger working scale, determined by poor spatial resolution. The ASTER vectors are also a good match with official vectors. However, in many areas the algorithm generated excessive artifacts (higher commission error), mainly in higher order drainages. It seems that the ASTER-DEM could not be properly interpreted in large valley areas, so usage of this product is inadequate for certain purposes. Moreover, the GIS package did not provide options to minimize the errors, depending on the surface type that was analyzed (WECHSLER, 2007).

Tabela 15. Meandistanceofextracteddrainagetoofficialdrainage network (IBGE)

Producttype	Meandistance (m)	Standard deviation
SRTM	93.06a	± 103.05
TOPODATA	99.59b	± 114.52
ASTER	101.56b	± 108.00
Meansfollowedbysameletters notsignificantlydifferent ($P = 0.05$)		(greycells) are

Figura 23. Comparison between the three automatic extracted drainage networks and the official one.

Despite the fact that SRTM has the largest pixel size, comparison with TOPODATA and ASTER highlights that the drainage network obtained from SRTM product was the closest to the official drainage network (IBGE). Some authors have used different methods to show the low level of conformity between automatically extracted drainage vectors and official bases (ANDRADES FILHO *et al.*, 2009). Because the analyses were pixel-based, this inconformity was associated with the spatial displacement or the working scale. This was one of the reasons why we adopted other methods to compare the generated vectors. HIGY e MUSY (2000), WECHSLER (2007), ZWENZNER e VOIGT (2009) also highlighted the influence of the size of the grid cell on hydrologic models parameters.

When analyzing the automatic watershed delineation inside a 10km buffer zone, a comparison of the generated products presented a difference of 5% between the TOPODATA and ASTER watershed polygons. This means that when the watershed polygons are overlapped, there is 95% similarity.

Even considering this difference of 5%, some serious errors were verified. Drainage extraction based on ASTER-DEM processing seems to be susceptible to smooth topographic variations and sink areas, and in this way produces commission errors (generate many inexistent drainage vectors). Figure 24 shows these differences clearly. The results shows larger

difference areas (areas where polygons don't match each other) occurred as a result of ASTER commission errors. These larger polygons are similar to a split TOPODATA watershed. This characteristic is mainly seen in drainage sink locations.

Figura 24. Difference between the watershed polygon vectors generated with TOPODATA and ASTER DEM.

An analysis of the automatic extracted drainage and watershed limits shows that 54.3%, 36.6% and 9.1% of the PETAR park border present a Low, Medium and High risk, respectively (Figure 25). Thus, a substantial ecological risk to the integrity of the Conservation Unit can be interpreted as a threat posed by an alteration or fragmentation of habitat, richness species loss, introduction of exotic species, and accessibility by human communities.

Figura 25. PETAR park border ecological risk

A low risk means that the border is located over the ridges, and does not intersect the watershed limits. The low risk border indicates that the watershed is totally inside the protected area's conservation unit, which reduces the influence of the external environment.

High risk means that the border has watershed partly inside and partly outside the Conservation Unit and the drainage flows towards the park (Figure 26). This feature indicates that human activities outside the park can negatively impact the local biological characteristics.

Figura 26. Borderecologicalriskdetermination

Mediumeecological risk occurs when the park limit is exactly over a river, with half of the drainage inside the park along the river and the other half outside the park. These border portions also intersect the watershed limit but the drainage network flows away from the protected area or along the limit line. In this case, we can expect intermediate interference of the outside environment. However, this depends on the management of human activities.

All the ecological risks assessed with the drainage analysis must include other information such as land use and land cover changes, local biological threat and public policies. For example, MORAES *et al.* (2003) showed that aquatic organisms living in PETAR rivers are exposed to different pesticides dissolved in water or bound to suspended particles or sediment. Two of three studied sites, located near high ecological risk line, presented pesticides concentrations above the regulatory concentrations for protection of aquatic life. The other site presented similar concentrations, but this one was located near medium risk line, according to our results. These patterns corroborate with the border ecological risk analyses performed, showing high pesticides concentrations near the determined high ecological risk border's. It means that the border ecological risk assessment could be used as a helpful tool for the decision-making process.

This statement become even more relevant if taking account the fact that decision makers are frequently asked to define the risk associated with biological conservation. The determination of the potential ecological risk areas or, in this case, border ecological risk, has important implications for direct management and investments related to conservation biology (ANDERSON *et al.*, 2010). It is very important to reserve efforts and financial resource to priority areas, such as high ecological risk ones.

In addition, border ecological risk assessment improves the creation and management processes of buffer zones, defining differentiated land use constraints or buffer zone size.

3.3. Conclusions

The application of TOPODATA Project data might provide significant additional information to characterize drainage networks and watershed limit polygons. Although SRTM has shown slightly better results than TOPODATA, the difficulties in processing SRTM means that TOPODATA is more useful in the Brazilian context, especially considering its free access and ease to download. Furthermore, the refined resolution of TOPODATA data proved crucial during the creation of higher quality drainage network and watershed vectors. In addition, SRTM usage requires more correction steps before drainage and watershed extraction.

The use of DEM can help decision-makers when planning biological conservation. Automatic watershed extraction is an important assessment tool for the spatial delimitation of the ecological risk in protected areas and can provide important information that may be used for management planning. Information about flow direction and the catchment area of a watershed can help monitoring programs to maintain essential ecosystem services in protected area. Future studies should analyze the responses of ecosystems to different ecological risks in the borders of protected areas. It is also possible to analyze the association of these areas with watershed position and drainage flow direction.

The method proposed for border ecological risk assessment showed positive results, corresponding to other study that analysed the pesticide concentration in PETAR. High concentrations were verified in areas where borders were classified as high ecological risk. It means that the proposed ecological risk assessment is a helpful planning and management tool. Researches and decision makers would encourage themselves and recognize the method proposed in this work.

The ecological results of this work were based only on remote sensed data. It is important to consider that better SAR data should improve the results, providing greater accuracy on ecological border risk assessment. Also, fieldwork is recommended in order to avoid miss interpretations. Ecological border risk assessment is a new methodology, with a great potential to help decision makers and public managers.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os produtos de sensoriamento remoto orbital e as ferramentas de geoprocessamento representam hoje, grandes aliados no desenvolvimento das novas metodologias necessárias para monitoramento dos recursos hídricos e gestão das bacias hidrográficas.

Os processos de modelagem de parâmetros limnológicos são bem conhecidos e aceitos na comunidade científica. Todavia, o desenvolvimento e adequação desses modelos ainda envolvem processos morosos e, em muitos casos, o conjunto de dados disponíveis representam apenas uma parcela da realidade dos recursos hídricos no mundo todo e, com isso, a dificuldade na seleção de modelos adequados torna-se um complicador na utilização desses recursos. Esse problema torna-se inferior quando as modelagens são realizadas com base em um conjunto de dados com maior amplitude na concentração de pigmentos, como o utilizado neste trabalho. A partir de uma amostra mais concentrada é possível realizar diluições sucessivas, criando um gradiente de concentrações para realização ensaios radiométricos. Esses, por sua vez, quando realizados em laboratório sofrem uma influência menor dos fatores geométricos e relacionados à fonte de iluminação, inerentes aos ensaios realizados *in situ*. Essa metodologia é inédita e pode conferir uma melhoria na qualidade das modelagens em ecossistemas aquáticos.

O estudo da dinâmica espaço-temporal de CI-A também apresentou resultados positivos. Embora a metodologia proposta possa ser confundida com a análise de compartimentos em reservatórios, convém lembrar que o que foi analisado neste trabalho envolve, também, a variável tempo. Assim, foi possível identificar áreas preferencialmente mais ou menos biomassa fitoplanctônica nos reservatórios da Represa Billings e Guarapiranga, em um período de 8 anos. Essa informação, aliada aquela proveniente dos mapas de uso e ocupação do solo, permite reconhecer regiões onde os monitoramentos devem ser intensificados e onde devem ser aplicadas medidas públicas para proteção aos mananciais, face à reconhecida ocupação irregular na região.

Sobre a análise do risco ecológico nas bordas de bacias hidrográficas, convém mencionar que a metodologia proposta, envolvendo modelagem de redes de drenagem e extração de bacias também é um trabalho inédito, já que compara, também a eficiência de diferentes modelos de elevação digital. Os produtos obtidos por meio desta metodologia são consistentes e podem ser gerados facilmente já que todos os dados utilizados foram obtidos gratuitamente. Em termos de gestão pública essa característica é bastante importante pois não compromete recursos financeiros com a compra de imagens e com a contratação de empresas para processamento dos dados

Por fim, convém relembrar que a reversão ou melhoria do panorama atual dos recursos hídricos no país depende, necessariamente, do investimento para proteção dos mananciais de águas superficiais e controle de crescimento urbano desordenado nestas áreas. Além disso, também é premente a necessidade na melhoria dos sistemas de tratamento de esgotos, com aumento do volume das águas tratadas e coleta de esgotos em larga escala. As metodologias propostas, como já comentado, constituem um conjunto de ferramentas únicas no gerenciamento dos recursos hídricos, sobretudo aqueles já impactados, localizados nos arredores de regiões metropolitanas. Essas ferramentas podem nortear o processo de tomada de decisão pelos órgãos públicos e auxiliar no desenvolvimento e atualização de planos

diretores ambientais e das leis específicas de cada bacia hidrográfica. Ainda, aliadas a essas ferramentas e medidas devem estar a reformulação e aprofundamento dos programas de educação ambiental e conservação dos recursos hídricos. Somente através de execução paralela de todas essas medidas será possível perceber a mitigação dos problemas associados aos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA. **A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil**. Agência Nacional de Águas, 2002.

ANDERSON, R. H.; PRUES, A. G.; KRAVITZ, M. J. Determination of the biologically relevant sampling depth for terrestrial ecological risk assessments. **Geoderma**, v. 154, n. 3-4, p. 336-339, 2010.

ANDRADES FILHO, C. O.; HAYAKAWA, E. H.; PRADO, B. R. Avaliação comparativa da qualidade da extração automática de drenagens a partir de dados SRTM provenientes de diferentes fontes XIII Simpósio Brasileiro de Geografia, 2009. Viçosa. p.1-15.

APARICIO, C. **Análise da resposta espectral de espécies de macrófitas**. 2007. (Doutorado). Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. D.; MELACK, J. M.; GASTIL-BUHL, M.; PEREIRA, W. Geospatial analysis of spatiotemporal patterns of pH, total suspended sediment and chlorophyll-a on the Amazon floodplain. **Limnology**, v. 11, n. 2, p. 155-166, 2010.

BARROS, L. H. S.; BITENCOURT, M. D. A utilização de imagem NDVI ALOS na identificação do grau de interferência antrópica em parques da zona oeste do Município de São Paulo. XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2009. Natal. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. p.577-584.

BILGE, F.; YAZICI, B.; DOGEROGLU, T.; AYDAY, C. Statistical evaluation of remotely sensed data for water quality monitoring. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 24, p. 5317-5326, 2003.

BISWAS, S.; SUDHAKAR, S.; DESAI, V. R. Remote sensing and geographic information system based approach for watershed conservation. **Journal of Surveying Engineering-Asce**, v. 128, n. 3, p. 108-124, 2002.

BITENCOURT-PEREIRA, M. D. Estudo preliminar para a estimativa de níveis de eutrofização utilizando dados espectrais obtidos pelo sistema TM-Landsat: Reservatório de Paraibuna-SP. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 1988. Natal. 5: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. p.86-89.

BITENCOURT-PEREIRA, M. D. **Parâmetros limnológicos passíveis de serem monitorados através de sensores remotos orbitais**. 1992. 111 (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BITENCOURT-PEREIRA, M. D. Dificuldades no uso de dados espectrais orbitais para inferir ou estimar concentração de clorofila em ecossistemas lênticos tropicais. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 1993. Curitiba. 7: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. p.109-116.

BRANCO, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O.; TUNDISI, J. G. Água e saúde humana. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B., *et al* (Ed.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. São Paulo: Editora Escrituras, 2006. p.633-263.

BRASIL. **Instruções Reguladoras das Normas Técnicas da Cartografia Nacional** 1984.

- BREUNIG, F. M.; WACHHOLZ, F.; PEREIRA FILHO, W.; PRADO, B. R. Caracterização limológica do reservatório Rodolfo Costa **Revista Geográfica Brasileira**, v. 5, p. 85-97, 2011.
- BREZONIK, P.; MENKEN, K. D.; BAUER, M. Landsat-based Remote Sensing of Lake Water Quality Characteristics, Including Chlorophyll and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM). **Lake and Reservoir Management**, v. 21, n. 4, p. 373-382, 2005.
- BROWNER, C. M. **Guidelines for Ecological Risk Assessment**. Washington: U.S. Environmental Protection Agency 1998.
- BUKATA, R. P.; BRUTON, J. E.; JEROME, J. H. Use of Chromaticity in Remote Measurements of Water-Quality. **Remote Sensing of Environment**, v. 13, n. 2, p. 161-177, 1983.
- BUKATA, R. P.; BRUTON, J. E.; JEROME, J. H.; JAIN, S. C.; ZWICK, H. H. Optical Water-Quality Model of Lake-Ontario .2. Determination of Chlorophyll-a and Suspended Mineral Concentrations of Natural-Waters from Submersible and Low Altitude Optical Sensors. **Applied Optics**, v. 20, n. 9, p. 1704-1714, 1981a.
- BUKATA, R. P.; JEROME, J. H.; BRUTON, J. E.; JAIN, S. C.; ZWICK, H. H. Optical Water-Quality Model of Lake-Ontario .1. Determination of the Optical-Cross-Sections of Organic and Inorganic Particulates in Lake-Ontario. **Applied Optics**, v. 20, n. 9, p. 1696-1703, 1981b.
- CAPOBIANCO, J. P. R.; WHATELY, M. **Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo - Relatório de diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período de 1989-99**. Instituto Sociambiental. São Paulo. 2000
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 1, p. 9, 1977.
- CETESB. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo - 2010**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). São Paulo, p.298. 2011
- CETESB. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo - 2011**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). São Paulo, p.356. 2012
- CEYHUN, O.; YALCIN, A. Remote sensing of water depths in shallow waters via artificial neural networks. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 89, n. 1, p. 89-96, 2010.
- CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 5, p. 893-903, 2009.
- CHAVEZ, P. S. An Improved Dark-Object Subtraction Technique for Atmospheric Scattering Correction of Multispectral Data. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, n. 3, p. 459-479, 1988.
- CHEN, L. A study of applying genetic programming to reservoir trophic state evaluation using remote sensor data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 11, p. 2265-2275, 2003.

- CHENG, K. S.; LEI, T. C. Reservoir trophic state evaluation using Landsat TM images. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, n. 5, p. 1321-1334, 2001.
- CHIPMAN, J. W.; LILLESAND, T. M.; SCHMALTZ, J. E.; LEALE, J. E.; NORDHEIM, M. J. Mapping lake water clarity with Landsat images in Wisconsin, USA. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 30, n. 1, p. 1-7, 2004.
- CLARK LABS. **IDRISI Selva**: Clark Labs 2011.
- CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. New York: Lewis Publishers, 1999.
- CURRAN, P. J.; NOVO, E. M. M. The Relationship between Suspended Sediment Concentration and Remotely Sensed Spectral Radiance - a Review. **Journal of Coastal Research**, v. 4, n. 3, p. 351-368, 1988.
- DIGITAL GLOBE. **Worldview 2**. 2012 2012.
- DOMINGUEZ, J. A.; ALONSO, C.; ALONSO, A. Remote Sensing as a Basic Toolbox for Monitoring Water Quality Parameters and as a System of Surveillance of Cyanobacterial Harmful Algae Blooms (SCyanoHABs). Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2008. IGARSS 2008. IEEE International, 2008. 7-11 July 2008. p.IV - 886-IV - 889.
- DUAN, H.; ZHANG, Y.; ZHANG, B.; SONG, K.; WANG, Z.; LIU, D.; LI, F. Estimation of chlorophyll-a concentration and trophic states for inland lakes in Northeast China from Landsat TM data and field spectral measurements. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 3, p. 767-786, 2008.
- DUAN, H. T.; ZHANG, Y. Z.; ZHAN, B.; SONG, K. S.; WANG, Z. M. Assessment of chlorophyll-a concentration and trophic state for Lake Chagan using Landsat TM and field spectral data. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, n. 1-3, p. 295-308, 2007.
- DUCHEMIN, B.; HADRIA, R.; ERRAKI, S.; BOULET, G.; MAISONGRANDE, P.; CHEHBOUNI, A.; ESCADAFAL, R.; EZZAHAR, J.; HOEDJES, J. C. B.; KHARROU, M. H.; KHABBA, S.; MOUGENOT, B.; OLIOSO, A.; RODRIGUEZ, J. C.; SIMONNEAUX, V. Monitoring wheat phenology and irrigation in Central Morocco: On the use of relationships between evapotranspiration, crops coefficients, leaf area index and remotely-sensed vegetation indices. **Agricultural Water Management**, v. 79, n. 1, p. 1-27, 2006.
- EASTMAN, J. R. **IDRISI for Windows User's Guide Version 2.0. Tutorial Exercises**. Worcester-MA: Graduate School of Geography, Clark University: 192 p. 1999.
- ESA EARTHNET ONLINE. MERIS. 2012a. Disponível em: < <https://earth.esa.int/web/guest/missions/esa-operational-eo-missions/envisat/instruments/meris> >. Acesso em: 31/05/2012.
- ESA EARTHNET ONLINE. SPOT HRV(IR). 2012b. Disponível em: < https://earth.esa.int/web/guest/data-access/browse-data-products?p_r_p_564233524_assetIdentifier=spot-hrv-ir-4074 >. Acesso em: 31/05/2012.
- ESRI. **ArcGIS 9.3**. California: ESRI 2010.

ESTEVEES, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FONSTAD, M. A.; MARCUS, W. A. Remote sensing of stream depths with hydraulically assisted bathymetry (HAB) models. **Geomorphology**, v. 72, n. 1-4, p. 320-339, 2005.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Rede das Águas. 2012.

GENTILE, J. H.; HARWELL, M. A.; VANDERSCHALIE, W. H.; NORTON, S. B.; RODIER, D. J. Ecological Risk Assessment - a Scientific Perspective. **Journal of Hazardous Materials**, v. 35, n. 2, p. 241-253, 1993.

GEORGE, D. G.; MALTHUS, T. J. Using a compact airborne spectrographic imager to monitor phytoplankton biomass in a series of lakes in north Wales. **Science of the Total Environment**, v. 268, n. 1-3, p. 215-226, 2001.

GIARDINO, C.; PEPE, M.; BRIVIO, P. A.; GHEZZI, P.; ZILIOLI, E. Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. **Science of the Total Environment**, v. 268, n. 1-3, p. 19-29, 2001.

GILERSON, A. A.; GITELSON, A. A.; ZHOU, J.; GURLIN, D.; MOSES, W.; IOANNOU, I.; AHMED, S. A. Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. **Optics Express**, v. 18, n. 23, p. 24109-24125, 2010.

GITELSON, A. A.; GURLIN, D.; MOSES, W. J.; BARROW, T. A bio-optical algorithm for the remote estimation of the chlorophyll-a concentration in case 2 waters. **Environmental Research Letters**, v. 4, n. 4, 2009.

GITELSON, A. A.; KEYDAN, G.; SHISHKIN, V. Inland waters quality assessment from satellite data in visible range of the spectrum. **Sov. Remote Sensing**, v. 6, p. 8, 1985.

GONS, H. J.; RIJKEBOER, M.; RUDDICK, K. G. A chlorophyll-retrieval algorithm for satellite imagery (Medium Resolution Imaging Spectrometer) of inland and coastal waters. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 947-951, 2002.

GUTH, P. L. Geomorphology of DEMs: Quality assessment and scale effects. GSA, Seattle Annual Meeting, 2003. Seattle.

HAN, L. H. Spectral reflectance with varying suspended sediment concentrations in clear and algae-laden waters. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 63, n. 6, p. 701-705, 1997.

HANCOCK, G. R.; MARTINEZ, C.; EVANS, K. G.; MOLIERE, D. R. A comparison of SRTM and high-resolution digital elevation models and their use in catchment geomorphology and hydrology: Australian examples. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 31, n. 11, p. 1394-1412, 2006.

HAYAKAWA, Y. S.; OGUCHI, T.; LIN, Z. Comparison of new and existing global digital elevation models: ASTER G-DEM and SRTM-3. **Geophysical Research Letters**, v. 35, n. 17, 2008.

HAYASHI, T. I.; KASHIWAGI, N. A Bayesian approach to probabilistic ecological risk assessment: risk comparison of nine toxic substances in Tokyo surface waters. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 18, n. 3, p. 365-375, 2011.

HEDGER, R. D.; MALTHUS, T. J.; FOLKARD, A. M. Estimation of velocity fields at the estuary - coastal interface through statistical analysis of successive airborne remotely sensed images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, n. 18, p. 3901-3906, 2001.

HEDGER, R. D.; OLSEN, N. R. B.; MALTHUS, T. J.; ATKINSON, P. M. Coupling remote sensing with computational fluid dynamics modelling to estimate lake chlorophyll-a concentration. **Remote Sensing of Environment**, v. 79, n. 1, p. 116-122, 2002.

HIGY, C.; MUSY, A. Digital terrain analysis of the Haute-Mentue catchment and scale effect for hydrological modelling with TOPMODEL. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 4, n. 2, p. 225-237, 2000.

HOOTSMANS, M. J. M. A growth analysis model for *Potamogeton pectinatus*. In: VAN VIERSEN, W.;HOOTSMANS, M. J. M., *et al* (Ed.). **Lake Veluwe: a macrophyte dominated system under eutrophication stress**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1994. p.250-286.

HOPE, B. K. An examination of ecological risk assessment and management practices. **Environment International**, v. 32, n. 8, p. 983-995, 2006.

HUANG, C. Q.; KIM, S.; ALTSTATT, A.; TOWNSHEND, J. R. G.; DAVIS, P.; SONG, K.; TUCKER, C. J.; RODAS, O.; YANOSKY, A.; CLAY, R.; MUSINSKY, J. Rapid loss of Paraguay's Atlantic forest and the status of protected areas - A Landsat assessment. **Remote Sensing of Environment**, v. 106, n. 4, p. 460-466, 2007.

IBGE. **Censo demográfico do Brasil**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro. 2000

JARVIS, A.; RUBIANO, J.; NELSON, A.; FARROW, A.; MULLIGAN, M. **Practical use of SRTM data in the tropics - comparisons with digital elevation models generated from cartographic data**. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), p.32. 2004

JEFFREY, S. W.; HUMPHREY, G. F. New Spectrophotometric Equations for Determining Chlorophylls a, B, C1 and C2 in Higher-Plants, Algae and Natural Phytoplankton. **Biochemie Und Physiologie Der Pflanzen**, v. 167, n. 2, p. 191-194, 1975.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres**. São José dos Campo: Editora Parêntese, 2009. 598

JENSON, S. K. Applications of Hydrologic Information Automatically Extracted from Digital Elevation Models. **Hydrological Processes**, v. 5, n. 1, p. 31-44, 1991.

JEROME, J. H.; BUKATA, R. P.; MILLER, J. R. Remote sensing reflectance and its relationship to optical properties of natural waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 16, p. 3135-3155, 1996.

KABBARA, N.; BENKHELIL, J.; AWAD, M.; BARALE, V. Monitoring water quality in the coastal area of Tripoli (Lebanon) using high-resolution satellite data. **Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 63, n. 5, p. 488-495, 2008.

KARPOUZLI, E.; MALTHUS, T.; PLACE, C.; CHUI, A. M.; GARCIA, M. I.; MAIR, J. Underwater light characterisation for correction of remotely sensed images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 13, p. 2683-2702, 2003.

KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1994. 509

KOCH, A.; LOHMANN, P. Quality assessment and validation of digital surface models derived from the shuttle radar topography mission (SRTM). IAPRS, 2000. Amsterdam.

KRAMER, V. J.; ETTERSON, M. A.; HECKER, M.; MURPHY, C. A.; ROESIADI, G.; SPADE, D. J.; SPROMBERG, J. A.; WANG, M.; ANKLEY, G. T. Adverse Outcome Pathways and Ecological Risk Assessment Bridging to Population-Level Effects. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 1, p. 64-76, 2011.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. (Doutorado). Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LATHROP, R. G.; LILLESAND, T. M.; YANDELL, B. S. Testing the Utility of Simple Multi-Date Thematic Mapper Calibration Algorithms for Monitoring Turbid Inland Waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 12, n. 10, p. 2045-2063, 1991.

LAVERY, P.; PATTIARATCHI, C.; WYLLIE, A.; HICK, P. Water-Quality Monitoring in Estuarine Waters Using the Landsat Thematic Mapper. **Remote Sensing of Environment**, v. 46, n. 3, p. 268-280, 1993.

LE COZ, M.; DELCLAUX, F.; GENTHON, P.; FAVREAU, G. Assessment of Digital Elevation Model (DEM) aggregation methods for hydrological modeling: Lake Chad basin, Africa. **Computers & Geosciences**, v. 35, n. 8, p. 1661-1670, 2009.

LI, L. H.; LI, L.; SONG, K. S. A Bio-optical Approach to Estimating Chlorophyll-a Concentration from Hyperspectral Remote Sensing. **Remote Sensing and Modeling of Ecosystems for Sustainability Vii**, v. 7809, 2010.

LILLESAND, T. M.; JOHNSON, W. L.; DEUELL, R. L.; LINDSTROM, O. M.; MEISNER, D. E. Use of Landsat Data to Predict the Trophic State of Minnesota Lakes. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 49, n. 2, p. 219-229, 1983.

LOBO, F. L.; BITENCOURT, M. D.; POMPÊO, M. L. M. Uso de sensoriamento remoto na estimativa da qualidade da água da represa Billings, braço Rio Grande, São Paulo, Brasil. Congresso Brasileiro de Limnologia, 2005. Ilhéus. 10: Sociedade Brasileira de Limnologia. p.273.

LORENZEN, C. J. Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments - Spectrophotometric Equations. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-&, 1967.

LOUCHARD, E. M.; REID, R. P.; STEPHENS, F. C.; DAVIS, C. O.; LEATHERS, R. A.; DOWNES, T. V. Optical remote sensing of benthic habitats and bathymetry in coastal environments at Lee Stocking Island, Bahamas: A comparative spectral classification approach. **Limnology and Oceanography**, v. 48, n. 1, p. 511-521, 2003.

LYZENGA, D. R. Passive Remote-Sensing Techniques for Mapping Water Depth and Bottom Features. **Applied Optics**, v. 17, n. 3, p. 379-383, 1978.

LYZENGA, D. R. Shallow-Water Bathymetry Using Combined Lidar and Passive Multispectral Scanner Data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 6, n. 1, p. 115-125, 1985.

MANTELLI, L. R.; BARBOSA, J. M.; BITENCOURT, M. D. Assessing ecological risk through automated drainage extraction and watershed delineation. **Ecological Informatics**, v. 6, n. 5, p. 325-331, 2011.

MANTELLI, L. R.; XIMENES, A. C.; AMARAL, S.; FONSECA, L. M. G. Análise de algoritmos para classificação digital de imagem TM/Landsat, utilizando dados de videografia aérea, para identificação da cobertura do solo em uma região do interflúvio Madeira-Purus - AM. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007. Florianópolis. 13: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. p.5927-5934.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega S.A., 1983.

MARGALEF, R. Our Biosphere. In: KINNE, O. (Ed.). **Excellence in Ecology**. Oldendorf Luke: Oxford University Press, 1997.

MARTZ, L. W.; GARBRECHT, J. Automated Extraction of Drainage Network and Watershed Data from Digital Elevation Models. **Water Resources Bulletin**, v. 29, n. 6, p. 901-908, 1993.

MATARAZZO-NEUBERGER, W. M. **Guildas, organização e estrutura da comunidade: análise da avifauna da Represa Billings, São Paulo**. 1994. 174 (Doutorado). Departamento de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MILTON, E. J. Principles of Field Spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p. 1807-1827, 1987.

MORAES, R.; ELFVENDAHL, S.; KYLIN, H.; MOLANDER, S. Pesticide residues in rivers of a Brazilian rain forest reserve: Assessing potential concern for effects on aquatic life and human health. **Ambio**, v. 32, n. 4, p. 258-263, 2003.

NAS, B.; EKERCIN, S.; KARABORK, H.; BERKTAY, A.; MULLA, D. J. An Application of Landsat-5TM Image Data for Water Quality Mapping in Lake Beysehir, Turkey. **Water Air and Soil Pollution**, v. 212, n. 1-4, p. 183-197, 2010.

NASA. The Landsat Program. 2012. Disponível em: <<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>>. Acesso em: 31/05/2012.

NORTON, S. B.; RODIER, D. J.; GENTILE, J. H.; VANDERSCHALIE, W. H.; WOOD, W. P.; SLIMAK, M. W. A Framework for Ecological Risk Assessment at the Epa. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 11, n. 12, p. 1663-1672, 1992.

PALOMBO, C. R.; BITENCOURT-PEREIRA, M. D. Monitoramento de infestação de macrófitas aquáticas através de satélite. **Revista Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 6, 1992.

POTES, M.; COSTA, M. J.; DA SILVA, J. C. B.; SILVA, A. M.; MORAIS, M. Remote sensing of water quality parameters over Alqueva Reservoir in the south of Portugal. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 12, p. 3373-3388, 2011.

PREISENDORFER, R. W. Secchi Disk Science - Visual Optics of Natural-Waters. **Limnology and Oceanography**, v. 31, n. 5, p. 909-926, 1986.

RABUS, B.; EINEDER, M.; ROTH, A.; BAMLER, R. The shuttle radar topography mission - a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. **Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 57, n. 4, p. 241-262, 2003.

REBOUÇAS, A. C. Water crisis: facts and myths. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 6, n. 1, p. 12, 1994.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B., *et al* (Ed.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. São Paulo: Editora Escrituras, 2006a. p.1-37.

REBOUÇAS, A. C. Aspectos Relevantes do Problema da Água. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B., *et al* (Ed.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. São Paulo: Editora Escrituras, 2006b. p.687-703.

RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M. Remote sensing techniques for determining water quality: Application to TMDLs. TMDL Science Issues Conference, 2001. Alexandria. Water Environment Federation. p.367-374.

RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M.; SCHIEBE, F. R. The Relationship of Mss and Tm Digital Data with Suspended Sediments, Chlorophyll, and Temperature in Moon Lake, Mississippi. **Remote Sensing of Environment**, v. 33, n. 2, p. 137-148, 1990.

SAUSEN, T. M.; BITENCOURT-PEREIRA, M. D. Estudo da qualidade da água de reservatórios, utilizando técnicas de sensoriamento remoto: conceitos metodológicos. Simpósio Latino-Americano de Sensoriamento Remoto, 1986. Gramado. INPE/SELPER/SBC. p.638-644.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The Least-Squares Mixing Models to Generate Fraction Images Derived from Remote-Sensing Multispectral Data. **Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n. 1, p. 16-20, 1991.

SMITH, R. C. Optical Characterization of Natural Waters by Means of an Extinction Coefficient. **Limnology and Oceanography**, v. 13, n. 3, p. 423-428, 1968.

SMITH, R. C.; BAKER, K. S. Bio-Optical State of Ocean Waters and Remote-Sensing. **Limnology and Oceanography**, v. 23, n. 2, p. 247-259, 1978a.

SMITH, R. C.; BAKER, K. S. Optical classification of natural water. , v. 23, n. 2, p. 260-267, 1978b. **Limnology and Oceanography**, v. 23, n. 2, p. 260-267, 1978b.

SMITH, R. C.; BAKER, K. S. Optical properties of the clearest natural water. **Applied Optics**, v. 20, p. 177-184, 1981.

- STRICHLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A manual of sea water analysis. **Fisheries Research Board of Canada**, n. 125, p. 185, 1960.
- SUDHEER, K. P.; CHAUBEY, I.; GARG, V. Lake water quality assessment from Landsat thematic mapper data using neural network: An approach to optimal band combination selection. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 42, n. 6, p. 1683-1695, 2006.
- TANNENBAUM, L. V. Moving Beyond Obsolete Ecological Risk Assessments. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 9, p. 3211-3212, 2010.
- THIEMANN, S.; KAUFMANN, H. Determination of chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRS-1C satellite data in the Mecklenburg lake district, Germany. **Remote Sensing of Environment**, v. 73, n. 2, p. 227-235, 2000.
- TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 1983. Camboriú. 12. p.1-34.
- TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Paulo: Editora Rima, 2003.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, D. S.; TUNDISI, E. M.; SILVA, V. T.; BLANCO, F. P.; GRIMBERG, D. E. **Plano de gerenciamento e otimização de usos múltiplos da bacia hidrográfica da UHE Luiz Eduardo Magalhães**. IIE/IEGA, FINEP. 2003
- TUNDISI, J. G.; STRASRABAS, M. Strategies for building partnerships in the context of river basin management: the role ecotechnology and ecological engineering. **Lake and Reservoirs: Research and Management**, v. 1, p. 31-8, 1995.
- VALERIANO, M. D. M. **Modelo Digital de Elevação com dados SRTM disponíveis para a América do Sul**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos. 2004
- VALERIANO, M. M. **Topodata: guia para utilização de dados geomorfológicos locais (TOPODATA: local geomorphologic data usageguide)**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campo, p.72. 2008
- VALERIANO, M. M.; ALBUQUERQUE, P. C. G. **TOPODATA: processamento dos dados SRTM** Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, p.79. 2010
- VALERIANO, M. M.; ROSSETTI, D. F.; ALBUQUERQUE, P. C. G. TOPODATA: desenvolvimento da primeira versão do banco de dados geomorfométricos locais em cobertura nacional. XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2009. Natal. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. p.5499-5506.
- VAN VIERSEN, W.; HOOTSMANS, M. J. M.; VERMAAT, J. **Lake Veluwe: a macrophyte dominated system under eutrophication stress**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1994. 374
- VERMOTE, E. F.; TANRE, D.; DEUZE, J. L.; HERMAN, M.; MORCRETTE, J. J. Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: An overview. **Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 35, n. 3, p. 675-686, 1997.

VYMAZAL, J. **Algae and element cycling in wetlands**. Chelsea: Lewis Press, 1994. 689

WANG, F.; HAN, L.; KUNG, H. T.; VAN ARSDALE, R. B. Applications of Landsat-5 TM imagery in assessing and mapping water quality in Reelfoot Lake, Tennessee. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 23-24, p. 5269-5283, 2006.

WANG, Z. J.; HONG, J. M.; DU, G. S. Use of satellite imagery to assess the trophic state of Miyun Reservoir, Beijing, China. **Environmental Pollution**, v. 155, n. 1, p. 13-19, 2008.

WECHSLER, S. P. Uncertainties associated with digital elevation models for hydrologic applications: a review. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 4, p. 1481-1500, 2007.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analysis**. 3. Springer-Verlag, 2000. 429

WHATELY, M. **Seminário Billings 2002: Avaliação e identificação de áreas de ações prioritárias para a conservação, recuperação e uso sustentável da Bacia Hidrográfica da Billings**. Instituto Socioambiental. São Paulo. 2002

WHATELY, M.; CUNHA, P. **Seminário Guarapiranga: Proposição de ações prioritárias para garantir água de boa qualidade para abastecimento público**. Instituto Socioambiental. São Paulo. 2006

XIONG, Y. J.; CHEN, X. H.; QIU, G. Y.; TAN, S. L. Mapping of Chlorophyll-a Concentration of Reservoir Dajingshan, Zhuhai, China, from Landsat Thematic Mapper. **2011 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)**, p. 3366-3369, 2011.

XU, J. P.; GU, X. F.; ZHANG, B.; YU, T.; LI, F.; LI, J. Improved Models for Chla Estimation by Considering the Effect of Phytoplankton Specific Absorption. **2010 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium**, p. 616-619, 2010.

YANG, M. D.; MERRY, C. J.; SYKES, R. M. Integration of water quality modeling, remote sensing, and GIS. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 35, n. 2, p. 253-263, 1999.

ZWENZNER, H.; VOIGT, S. Improved estimation of flood parameters by combining space based SAR data with very high resolution digital elevation data. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 13, n. 5, p. 567-576, 2009.