



Revista Brasileira de Cartografia (2017), Nº 69/7: 1231-1246
Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto
ISSN: 1808-0936

MODELAGEM AMOSTRAL PARA O MONITORAMENTO DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NO RIO TIBAGI/PR, UTILIZANDO IMAGENS LANDSAT 8/OLI

Sample Modeling for Monitoring of Optically Active Constituents in the Tibagi River, Using Landsat 8/OLI Images

Paulo Henrique Marques de Castro, Adriana Castreghini de Freitas Pereira & Mirian Vizintim Fernandes Barros

**Universidade Estadual de Londrina – UEL
Departamento de Geociências**

Rod. Celso Garcia Cid, s/n - Campus Universitário, Londrina - PR, 86057-970 - Brasil
paulocastro@uel.br, adricfp@gmail.com, mirianvizintim@gmail.com

*Recebido em 4 de Abril, 2016/ Aceito em 22 de Agosto, 2016
Received on April 5, 2016/ Accepted on August 22, 2016*

RESUMO

Tem-se observado alterações na hidrodinâmica do rio Tibagi/PR decorrentes da construção de reservatórios na bacia hidrográfica, associadas ao expressivo crescimento populacional da região nas últimas décadas, o que motivou a proposta da presente pesquisa, que é a de gerar um modelo amostral para o monitoramento da qualidade da água em ambientes lóticos e semilóticos no rio Tibagi, utilizando imagens multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI. Pesquisas limnológicas tradicionais tendem a levantar pontos amostrais, muitas vezes, insuficientes para análises mais robustas de correlações entre os parâmetros de qualidade da água. Nesse sentido, são apresentados dois esquemas de delineamento amostral para a definição dos pontos de coleta “*in situ*”, pautados na técnica de amostragem sistemática alinhada com posterior estratificação. Tal estratificação foi realizada a partir de uma análise temporal das imagens multiespectrais disponíveis para a área de estudo, no sentido de caracterizar o comportamento espectral da água da represa estudada, considerando dois períodos representativos de sua dinâmica: seca e cheia, baseado em Pereira, (2015) e Pereira *et al.*, (2010). Para o delineamento amostral do ambiente aquático semilótico é indicada a aplicação de Faixas Concêntricas, e para o ambiente aquático lótico, Margens Paralelas; ambos pautados em *buffers* com equidistâncias previamente estabelecidas. Ao final os pontos foram realocados conforme a resposta espectral do corpo d’água, realizado a partir da análise temporal. O modelo amostral pretende contribuir para o atual monitoramento da qualidade da água das áreas de estudo, frente às recentes interferências dos impactos negativos pós a construção e operacionalização da Usina Hidrelétrica de Mauá localizada no rio Tibagi, entre os municípios de Ortigueira e Telêmaco Borba, no Estado do Paraná, apresentando-se como uma alternativa metodológica para o monitoramento das águas desse ambiente, com redução de custos e otimização de tempo. O delineamento amostral gerado para o ambiente aquático semilótico apresentou vinte e quatro pontos, e para o ambiente aquático lótico, vinte pontos. Os dados limnológicos foram coletados “*in situ*” para cada ponto definido pelos dois esquemas amostrais usando receptores GPS, garantindo a fidelidade e posicionamento dos dados medidos e coletados.

Palavras-chave: Qualidade da Água, Sensoriamento Remoto, Ambientes Aquáticos Lóticos, Represas.

ABSTRACT

Changes in hydrography of the Tibagi/PR river have been observed due to the construction of reservoirs in the hydrographic basin, associated with the significant population growth of the region in the last decades, which motivated the proposal of this research, generate a sample model for the monitoring of water quality in lotic and semilentic environments in the Tibagi river, using multispectral images from Landsat 8/OLI satellite. Traditional limnological surveys tend to raise sample points, often insufficient for more robust analyzes of correlations between water quality parameters. Two sampling schemes are presented for the definition of collection points “*in situ*”, based on the systematic sampling technique aligned with subsequent stratification. This stratification was carried out from a temporal analysis of the multispectral images available for the study area, in order to characterize the spectral behavior of the water of the dam studied, considering two periods representative of its dynamic: dry and full, based on Pereira (2015) and Pereira *et al.* (2010). For the sampling design of the semilentic aquatic environment the application of Concentric Bands is indicated, and for the lotic aquatic environment, Parallel Bands; both based on buffers with previously established equidistances. At the end the points were reallocated according to the spectral response of the body of water, carried out from the temporal analysis. The sampling model intends to contribute to the current monitoring of the water quality of the study areas, in view of the recent interferences of the negative impacts after the construction and operation of the Mauá Hydroelectric Power Plant located in the Tibagi river, between the municipalities of Ortigueira and Telemaco Borba, in the State of Paraná, presenting itself as a methodological alternative for the monitoring of the waters of this environment, with reduction of costs and optimization of collection time. The final sampling design yielded twenty-four points for the semilentic aquatic environment and twenty points for the lotic aquatic environment. Limnological data were collected “*in situ*” for each point defined by the two sampling schemes using GPS receivers, ensuring the accuracy and positioning of the measured and collected data.

Keywords: Water Quality, Remote Sensing, Lotic Environments, Dams.

1. INTRODUÇÃO

Um dos principais interesses científicos na utilização de produtos de sensoriamento remoto em ambientes aquáticos é verificar a variação espacial e temporal da composição da água, possibilitando investigar a origem e o deslocamento de substâncias específicas em suspensão ou dissolvidas na água. Sedimentos em suspensão, pigmentos fotossintetizantes, matéria orgânica dissolvida e as moléculas de água em si, são os principais agentes que regem as propriedades ópticas inerentes da água e, portanto, são chamados de componentes opticamente ativos (COAs) (RUDORFF, 2006; JENSEN, 2009).

O monitoramento da qualidade da água, principalmente em áreas de abastecimento e usos múltiplos, faz-se necessário uma vez que pode existir o potencial risco à saúde humana. A utilização de técnicas de sensoriamento remoto auxiliam o monitoramento e o estudo da dinâmica das florações e de demais componentes opticamente ativos. As utilizações dos produtos gerados a partir do sensoriamento remoto podem fornecer uma visão sinótica do ecossistema, adquirindo informações multitemporais em diferentes escalas.

O Brasil é um país cujo potencial hídrico estimula a implantação de reservatórios para suprir as necessidades de abastecimento d’água para fins diversos. Porém, a construção de barragens, provoca abruptas alterações nos regimes dos rios e consideráveis desequilíbrios na estrutura físico-química e hidrobiológica do meio aquático, podendo gerar significativos impactos ambientais, muitas vezes negativos, a montante e a jusante do barramento (TUNDISI, 2007). Estudos já realizados sobre caracterização físico-química da água da bacia hidrográfica do rio Tibagi (YABE & GIMENEZ, 2002) apontam também para a existência de áreas críticas, afetadas por despejos urbanos e industriais e por manejo inadequado do solo ao longo do tempo. O impacto ambiental é maior em áreas potencialmente urbanas, industrializadas e agricultáveis, considerando as características inerentes de cada compartimento.

O barramento d’água para a construção de reservatórios impõe profundas mudanças na escala temporal e espacial dos fenômenos que ocorrem na água. Conseqüentemente isto altera sensivelmente os processos físicos, químicos e biológicos do sistema. A eutrofização, por exemplo, é o processo natural ou artificial

de adição de nutrientes aos corpos d'água e aos efeitos resultantes dessa adição. As atividades humanas aumentam a velocidade da eutrofização, reduzindo a vida útil do corpo d'água, devido à geração de um excesso de matéria orgânica, superior à capacidade de decomposição do sistema, alterando, portanto o equilíbrio ecológico do rio (BREHM *et al.*, 2016).

Em recentes levantamentos já realizados, apesar do rio Tibagi ter apresentado boas condições da qualidade da água, este rio está mais suscetível aos processos de eutrofização, sendo que, em períodos de estiagem, como o ocorrido no início do ano de 2012, vem trazendo problemas ao abastecimento de água da cidade de Londrina (IAP, 2012). A bacia hidrográfica do rio Tibagi apresenta alto potencial energético, dado não tanto pelo volume de água, mas, principalmente, pelas diferenças altitudinais existentes ao longo de sua extensão, associadas ao encaixamento do rio na maior parte de seu curso. Por essa razão, os fragmentos de floresta ciliar ainda existentes estão sob o risco constante de degradação, devido a proposições de construção de barragens. Um exemplo dessa degradação pode ser verificado no baixo curso do rio Tibagi, onde extensivo alagamento ocorreu com a construção da usina hidrelétrica da represa Capivara (MEDRI *et al.*, 2002).

Portanto, as alterações hidrodinâmicas atuais decorrentes da construção de reservatórios, como o da Usina Hidrelétrica de Mauá (UHE Mauá) no rio Tibagi, associadas ao crescimento populacional em grandes centros urbanos, como a Região Metropolitana de Londrina (RML), podem estar favorecendo modificações nas características físicas, químicas e biológicas dos sistemas aquáticos, e conseqüentemente em fatores condicionantes à qualidade da água e à saúde humana e animal.

Esta pesquisa tem por objetivo a construção de uma proposta metodológica de modelagem amostral de coleta de dados “*in situ*” e por sensoriamento remoto para promover o monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi, por meio de estimativa da concentração de componentes opticamente ativos da água, que podem indicar parâmetros para o nível de qualidade. A modelagem amostral para o monitoramento é aplicada em duas áreas distintas

do rio Tibagi, uma no trecho que corresponde ao eixo da barragem da Usina Hidrelétrica de Mauá, correspondente a um ambiente aquático semilêntico, e a outra nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar (Companhia de Saneamento do Paraná), correspondente a um ambiente aquático lótico. A pesquisa pretende que os modelos amostrais possam ser aplicados no futuro não apenas no monitoramento contínuo de trechos do rio Tibagi, mas em demais ambientes aquáticos, seja de caráter semilêntico ou lótico, utilizando para tanto, uma modelagem amostral de pontos de controle para a coleta de dados limnológicos “*in situ*” e espectrais.

Para o sensoriamento remoto da água a investigação das características de um corpo d'água implica em entender como a água pura absorve ou reflete, seletivamente, a luz incidente ao longo da coluna d'água, considerando em seguida, como essa luz incidente é afetada quando a coluna d'água contém materiais orgânicos, inorgânicos e fitoplâncton (JENSEN, 2009).

A resposta espectral das águas interiores está relacionada às substâncias presentes na coluna destes corpos d'água, possibilitando a extração de informações sobre as águas a partir desses dados espectrais. Estes elementos chamados de componentes opticamente ativos são os responsáveis pelas diferentes respostas espectrais da água captada pelos sensores. A Tabela 1 apresenta alguns dos parâmetros comumente analisados para a qualidade da água, e a capacidade do sensoriamento remoto em medir operacionalmente, os quais são mensurados no monitoramento via aplicação da modelagem amostral proposta.

Pesquisas científicas relacionadas com a qualidade das águas utilizam, dentre os métodos disponíveis para análises ambientais, as análises de correlação entre as concentrações dos componentes opticamente ativos e informações espectrais de corpos d'água obtidas a partir de dados orbitais – multiespectrais e hiperespectrais; além de espectralradiometria de campo (VERPOORTE *et al.*, 2014; HAMBRIGHT *et al.*, 2013; OLMANSON, *et al.*, 2013; MCCULLOUGH *et al.*, 2012; WILLIAMS, *et al.*, 2012; GIARDINO *et al.*, 2010; NAS *et al.*, 2008; XU *et al.*, 2007; SIMIS *et al.*, 2005; CURRAN & NOVO, 1998; ALLEE & JOHNSON, 1999;

NOVO & LEITE, 1996; GODIN *et al.*, 1993)

Tabela 1: Capacidade de sensoriamento remoto para medir operacionalmente parâmetros limnológicos.

PARÂMETROS	CAPACIDADE DE SENSORIAMENTO REMOTO
FÍSICOS	
Total de sólidos em suspensão	SIM
Turbidez	SIM
Transparência	SIM
Temperatura da água/ar	SIM
QUÍMICOS	
Condutividade elétrica	NÃO
Fósforo total	NÃO
Demanda Bioquímica de Oxigênio	NÃO
Demanda Química de Oxigênio	NÃO
Nitrogênio	NÃO
Potencial Hidrogeniônico	NÃO
HIDROBIOLÓGICOS	
Coliformes	NÃO
Clorofila- <i>a</i>	SIM
Fitoplâncton	SIM

Fonte: Adaptado de Novo (2007).

A construção de modelos empíricos para estimar alguns desses componentes, a partir de outros observados em campo, permite maior representatividade espacial da variável e reduz os custos de trabalho de campo, muitas vezes com a redução das análises de laboratório.

A construção de modelos empíricos de inferência para alguns COAs no monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi, por sensoriamento remoto orbital, é o objetivo da pesquisa maior em andamento por estes pesquisadores/autores. A modelagem amostral aqui definida representa apenas uma das etapas que constituem a pesquisa principal, cuja organização é:

- Definição do esquema amostral de pontos a serem coletados “*in situ*”;
- Aquisição e tratamento das imagens

multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI, em dois períodos distintos, correspondentes às épocas de cheia e seca, adquiridas o mais próximo possível à data de coleta dos dados limnológicos “*in situ*”;

- Coleta dos dados limnológicos “*in situ*” descritos na Tabela 1, nos dois períodos (cheia e seca);
- Análises de correlação e tratamentos estatísticos entre os dados limnológicos coletados “*in situ*” e espectrais, provenientes das imagens multiespectrais;
- Construção de modelos empíricos para a estimativa dos COAs, cuja correlação com as imagens multiespectrais do Landsat 8/OLI foi possível.

2. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Tibagi está localizada na porção centro-leste do Estado do Paraná e tem área aproximada de 25.000 km², o que corresponde a cerca de 13% da superfície do Estado. Cinquenta e quatro municípios drenam para o rio Tibagi, sendo que quinze deles têm a totalidade de sua área dentro da bacia. O rio Tibagi nasce no sul do Estado do Paraná (Região Sul do Brasil), a 1.060 m de altitude, e corre 550 km em direção norte, tendo sua foz no lago da Usina Hidrelétrica Capivara, no rio Paranapanema, a 298 m de altitude. Na maior parte do seu trajeto ele está fortemente encaixado em seu leito; um total de sessenta e cinco tributários diretos e centenas de subafluentes compõem sua bacia hidrográfica (MEDRI *et al.*, 2002).

A UHE Mauá está localizada no rio Tibagi, a montante do local denominado Salto Mauá, nos municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira. Sua construção teve início no ano de 2008 e foi inaugurada em 2012. É controlada pelo Consórcio Energético Cruzeiro do Sul, com participação societária de 51% da Copel e 49% da Eletrosul. É a 6^a maior hidrelétrica em potência instalada em território paranaense, ficando atrás apenas das cinco usinas localizadas no rio Iguaçu.

O reservatório da UHE Mauá na bacia hidrográfica do rio Tibagi, em região subtropical, com formações florestais (vegetação ripária, floresta de galeria, formações aluviais e de

terraços, áreas úmidas), capoeiras e campos (sujos e antrópicos) apresenta condições morfométricas específicas que, associadas à degradação da fitomassa remanescente e da matéria orgânica dos solos das áreas de inundação, pode estar contribuindo em alterações na qualidade da água. (LACTEC, 2009).

O município de Londrina, o maior da região, atua por meio de delegação da prestação dos serviços de água e esgoto, sendo os serviços de abastecimento de água e de coleta e tratamento de esgotos sanitários desde 1.973, prestados pela Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, por meio de Contrato de Concessão de Serviços Públicos. Anteriormente a esta data, os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário eram executados pelo SAS – Serviço Autárquico de Saneamento ligado à Prefeitura Municipal.

O sistema de abastecimento de água da cidade de Londrina atende 100% da população urbana com rede de distribuição de água, contando com dois sistemas produtores com captação superficial, sendo um deles do rio Tibagi, e 7 poços profundos na sede municipal. A vazão total de captação é de aproximadamente 7.545 m³/h, sendo a do rio Tibagi a mais expressiva, representando em média 4.500 m³/h do total (PMSB, 2008). Diante disto, um fator a ser considerado com relação à preservação da qualidade dos mananciais, é o risco de contaminação da água nas proximidades do ponto de captação da Sanepar localizado no rio Tibagi, uma vez que, a grande área de contribuição da bacia a montante deste ponto, aumenta o risco de interferência na qualidade da água devido à ação antrópica.

Ambientes naturais de águas continentais podem ser classificados em dois grupos: lânticos e lóticos. Ambientes lânticos são representados por lagoas e lagos, os quais podem ser classificados como polimíticos ou monomíticos segundo a dinâmica de mistura dos diferentes estratos da coluna d'água. São considerados ambientes lóticos aqueles que apresentam um fluxo constante de água. A construção de reservatórios implica a formação de ambientes intermediários caracterizados entre lótico e lântico por apresentarem mecanismos de circulação vertical e horizontal oriunda do sistema operacional da barragem, que neste

caso denominamos semilânticos ou híbridos (MARGALEF, 1983).

Dentre as áreas selecionadas para amostragem, temos a de um ambiente aquático lótico, localizada no baixo curso do rio Tibagi. Foi escolhida esta área devido a sua proximidade com o ponto de captação de água da Sanepar, e a sua facilidade de acesso para as coletas das amostras, mesmo que em períodos de cheia. Nos domínios do baixo curso do rio Tibagi, em usos rurais, há um grande potencial de contaminação por *run-off* agrícola. Já nos usos urbanos há um déficit na infraestrutura de esgotos e drenagem (PEREIRA & SCROCCARO, 2010).

O ambiente aquático lótico selecionado está inserido na subárea V – Londrina, da bacia hidrográfica do rio Tibagi, abrangendo o baixo curso do rio e, dentre os doze municípios inseridos nessa subárea, o município de Londrina ocupa a maior extensão, além de estar entre os mais importantes municípios integrantes da bacia hidrográfica. A partir da foz do rio São Jerônimo até Jataizinho, a bacia hidrográfica do rio Tibagi apresenta relevos suaves e ondulados e solos férteis. Essa região se caracteriza pelo forte dinamismo econômico, sendo polarizada por Londrina, onde se contam a presença de outras cidades industrializadas, tais como Apucarana, Arapongas, Rolândia e Cambé, concentradas na sua margem esquerda. É também o setor da bacia hidrográfica mais impactado por resíduos de origem doméstica e industrial, que favorecem a contaminação de águas e de sedimentos (EPE, 2010).

De acordo com as inspeções realizadas pela CNEC ENGENHARIA S/A em 2008 e 2009, o trecho do rio Tibagi no município de Assaí mostra águas com os níveis de cor ultrapassando o padrão definido pela legislação para águas classe 2. Essa subárea se sobressai pela elevada concentração de fósforo total ultrapassando o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (0,1mg/L). Valores elevados desse nutriente aumentam o nível de eutrofização das águas, propiciando o desenvolvimento de algas, inclusive do grupo de cianobactérias, que possuem potencial para produzir substâncias tóxicas (EPE, 2010).

O ambiente aquático semilântico é representado por parte do lago do reservatório da UHE Mauá, no alto curso do rio Tibagi

(Figura 1). Foi elencada esta área devido a recente operacionalização da usina, e a carência de estudos em relação aos posteriores impactos à qualidade da água. Este trecho, em usos rurais, apresenta um potencial de contaminação por *run-off* agrícola e alto volume de agrotóxicos comercializados, além de insumos aplicados na monocultura de soja e pinus, resultando em maior concentração de matéria orgânica nas águas. Na sua porção urbana, o revés está na concentração de indústrias com alto potencial contaminante e na baixa infraestrutura urbana quanto aos sistemas de drenagem e esgotamento sanitário (PEREIRA & SCROCCARO, 2010).

O ambiente semilêntico selecionado está inserido na subárea II – Telêmaco Borba, da bacia hidrográfica do rio Tibagi, e abrange a região do alto curso do rio, nas proximidades da divisa municipal de Ipiranga e Ponta Grossa. O município de Telêmaco Borba é o mais importante e está quase integralmente inserido nessa subárea, e o município de Tibagi ocupa

a maior extensão desse compartimento. Além desses dois municípios, outros nove estão inseridos nessa subárea.

No trecho do rio Tibagi que prossegue desde a foz do rio Pitanguí até Salto Mauá, os cursos d'água apresentam sucessivos trechos de cachoeiras e corredeiras. Predomina o uso do solo voltado ao plantio de pinus e eucalipto. A vegetação marginal nessa subárea encontra-se em bom estágio de preservação, porém, em alguns trechos já se observam alterações e também sinais de assoreamento, em especial no município de Telêmaco Borba (EPE, 2010).

De acordo com as inspeções realizadas pela CNEC ENGENHARIA S/A em 2008 e 2009, detectaram-se comunidades fitoplanctônicas representadas por espécies das classes Chlorophyceae, Cyanophyceae, Zygnemaphyceae, Euglenophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae e Chrysophyceae (EPE, 2010).

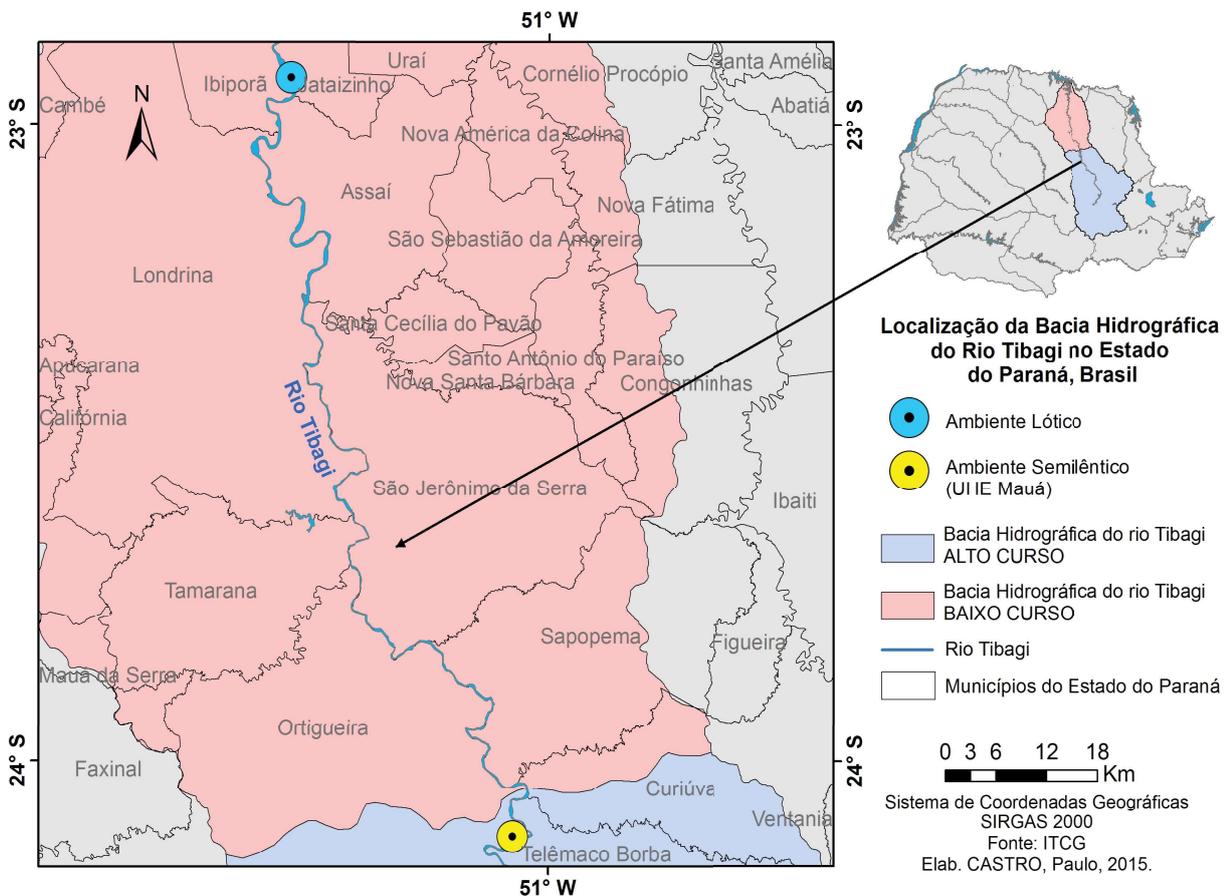


Fig. 1 - Mapa de localização das áreas de estudo, dentre o trecho do rio Tibagi que compreende as proximidades do ponto de captação da Sanepar ao norte, e a UHE Mauá ao sul.

3. METODOLOGIA

A modelagem amostral de pontos é elaborada para a aplicação de imagens orbitais do satélite Landsat 8/OLI lançado em 11 de fevereiro de 2013 na Missão de Continuidade dos Dados Landsat (LDCM). Esse novo satélite traz alguns avanços, com dois novos sensores: o sensor espectral OLI (*Operational Land Imager*) e o sensor termal TIRS (*Thermal Infrared Sensor*), as melhoras na resolução espectral são muito positivas (Tabela 2). Foram adicionadas duas bandas espectrais: a *new costal* (banda 1), projetada especificamente para os recursos hídricos e investigação de zonas costeiras, e um novo canal de infravermelho (banda 9), para a detecção de nuvens cirros. Tais adições provocaram mudanças nos intervalos dentro do espectro dos canais de todas as bandas em relação às séries anteriores. Há também uma nova banda de Garantia de Qualidade (Banda QA), que fornece informações sobre a presença de nuvens, água e neve. A partir do sensor termal TIRS, foram criadas duas bandas espectrais para o comprimento de onda antes coberto por uma única banda nos sensores TM e ETM (USGS, 2015).

Outra inovação importante foi quanto à resolução radiométrica. Os sensores OLI e TIRS proporcionam um melhor desempenho radiométrico, quantificado em uma faixa dinâmica de 16 bits. Essa melhoria (uma vez que as imagens anteriores possuíam 8 bits) possibilita uma maior caracterização de alvos da imagem, e podem contribuir bastante para a diminuição do efeito de sombras.

Em relação à resolução espacial, esta foi a única com poucas inovações em relação às imagens das séries anteriores. As bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, e 9 (Tabela 2) possuem uma resolução de 30 metros; as bandas termais 10 e 11 possuem uma resolução de 100 metros; e a banda 8 (pancromática) possui uma resolução de 15 metros (USGS, 2015).

3.1 Modelagem amostral para monitoramento de parâmetros opticamente ativos (COAs) em ambientes aquáticos

Inicialmente para o conhecimento dos aspectos morfológicos dos canais das áreas de estudo, foram testadas diferentes

composições coloridas (Figura 2) para imagens do satélite Landsat 8/OLI, órbita/ponto 222/76, correspondentes a uma mesma cena para diferentes localidades da área de estudo: parte do lago da represa da UHE Mauá e proximidades do ponto de captação de água da Sanepar.

Tabela 2: Características do satélite Landsat 8/OLI

Órbita	Circular, Heliosíncrona, Descendente, 98,2° de Inclinação, Período de 99 minutos, Altitude de 705 Km
Horário de	10 h 00 min AM
Bandas do Sensor	Pancromático P&B: Banda 8; Multiespectral: Bandas 1-7 e 9; Termal: Bandas 10-11
Resolução Espacial	Pancromático P&B: 15,0 m (bandas 8); Multiespectral: 30,0 m (banda 1-7 e 9); Termal: 100,0 m (bandas 10-11)
	Pancromático: 500-680 nm (Banda 8); Multiespectral: 430-450 nm (Banda 1), 450-510 nm (Banda 2), 530-590nm (Banda 3), 640-690 nm (Banda 4 Vermelho), 850-880 nm (Banda 5 Infravermelho próximo), 1570-1650 nm (Banda 6 SWIR1), 2110-2290 nm (Banda7 SWIR2), 1360-1380 nm (Banda 9 Cirrus); Termal: 10600-11190 nm (Banda 10 TIRS1), 11500-12510 nm (Banda 11 TIRS2)
Resolução	16 bits
Tamanho de Cena Básica	185,0 x 185,0 km
Largura de Faixa Imageada	185 km
Frequência de Revisita	Aproximadamente 16 dias, dependendo da latitude

Fonte: USGS (2015).

Dentre as composições coloridas que foram investigadas, se destaca a composição R6G5B1, por apresentar maior definição na morfologia do canal do rio Tibagi e dos corpos d'água.

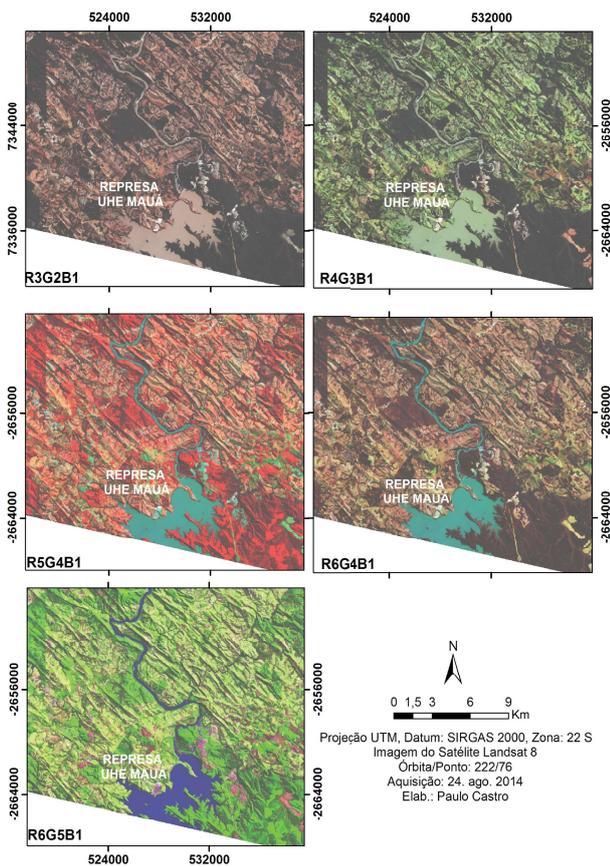


Fig. 2 - Diferentes composições coloridas dos canais R, G, B para a área de estudo. a) 3-2-1; b) 4-3-1; c) 5-4-1 d) 6-4-1; e) 6-5-1.

A fim de compreender a dinâmica de variação do corpo d'água do rio Tibagi (Figura 3), correspondente aos períodos de seca e cheia, foram adquiridas imagens do satélite Landsat 8/OLI, órbita/ponto: 222/76, nas datas de 24 de agosto de 2014 para seca, e 15 de janeiro de 2015 para a cheia (UGSS, 2015). A diferenciação marginal do corpo d'água na alternância de períodos de seca e cheia é fundamental para a exclusão destas faixas de variações do nível do rio no processo de alocação dos pontos de amostragem.

Segundo Lamparelli *et al.*, (2001) existem diversos esquemas amostrais a serem considerados, dependendo das características da região e da natureza do fenômeno a ser avaliado. Eles podem ser: regular ou sistemático, em que a coleta de elementos é feita em pontos igualmente espaçados e homoganeamente distribuídos por toda a região considerada; aleatório, onde os pontos são fixados aleatoriamente por toda a região, e não há problemas de viés, já que o princípio de aleatorização anula qualquer efeito

de padrões existentes; e aleatório estratificado ou sistemático não alinhado, em que os elementos amostrais cobrem toda a área de interesse preservando, entretanto, a casualidade. Nesse último esquema, divide-se a região a ser amostrada no número de pontos a ser obtido e na sequência é gerado aleatoriamente um ponto em cada uma das subregiões. Esse esquema combina o baixo potencial para tendências do esquema aleatório com a propriedade de maior cobertura geográfica do padrão sistemático.

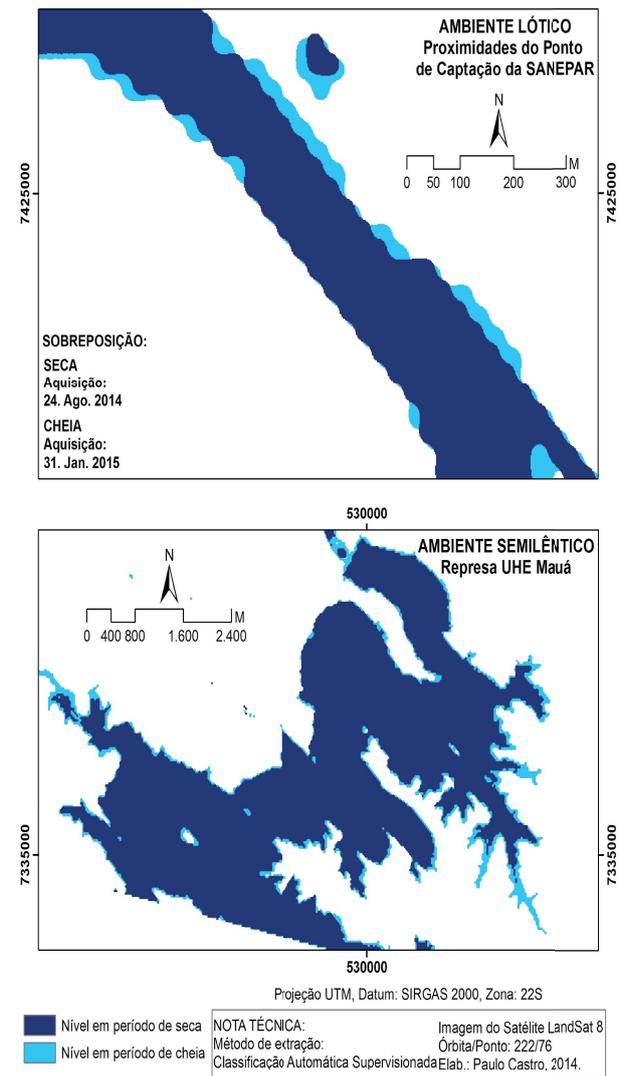


Fig. 3 - Variação do nível do corpo d'água entre os períodos de seca e cheia no rio Tibagi por meio de sobreposição de *layers* de classificação automática supervisionada das imagens.

Levando em consideração as características locais, principalmente da área do rio Tibagi nas proximidades do ponto de captação da Sanepar, que é bastante dinâmica, foi adotada a técnica de amostragem sistemática para o estabelecimento

de pontos amostrais na geração de modelos empíricos de inferência de COAs.

A sistematização da localização dos pontos de amostragem foi aferida com base na análise integrada das imagens de seca e cheia, para que o posicionamento dos pontos coincidisse com as regiões de transição e de maior variação espectral ao longo do tempo. Para compreensão de tal variação espectral, a partir das imagens, foi realizado o processo de classificação automática não-supervisionada dos corpos aquáticos no *software* SPRING 5.4.1, utilizando-se o classificador *Isoseg*, similaridade 12, e área de pixel 20 (figuras 4 e 5).

A estratificação de localização dos pontos amostrais se baseia em Pereira (2015, 2008) e Thompson (2002), em que se definem esquemas amostrais variáveis de acordo com o custo para se otimizar a coleta de uma amostra. Segundo os autores, o esquema ideal de estratificação aloca uma quantidade maior de amostras nas regiões mais significativas, ou seja, com maior variação espectral, e menor quantidade de amostras nas regiões mais homogêneas, mais caras ou difíceis de amostrar. Nesse caso, considerou-se que as áreas que apresentaram maior variação espectral e de transição ao longo do tempo, deveriam ter maior número de elementos amostrais alocados.

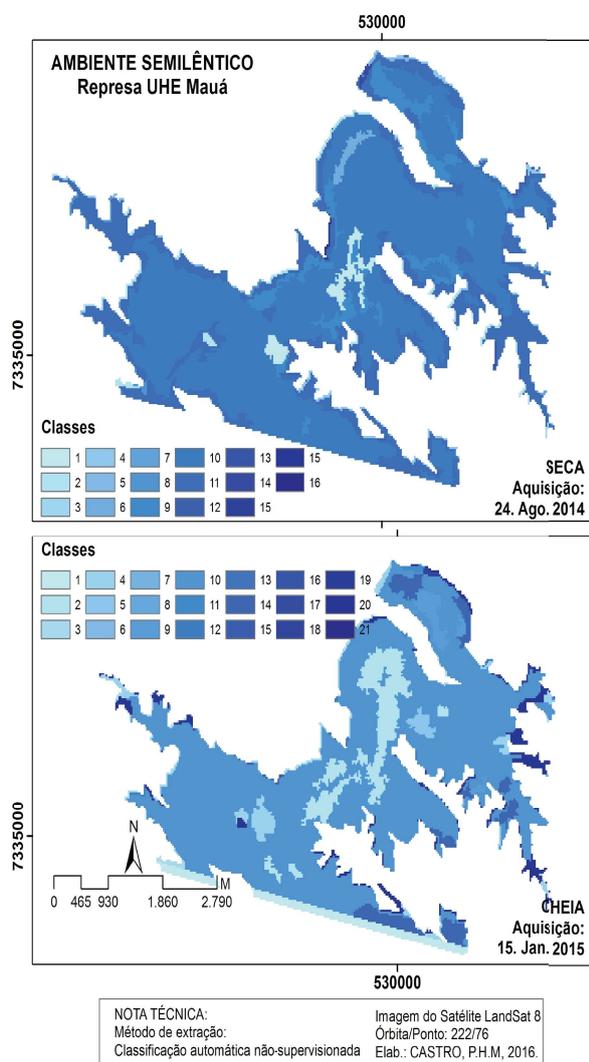


Fig. 4 - Classificação automática não-supervisionada do reservatório da UHE Mauá, gerada a partir das imagens Landsat 8/OLI de agosto de 2014 (período de seca), e janeiro de 2015 (período de cheia).

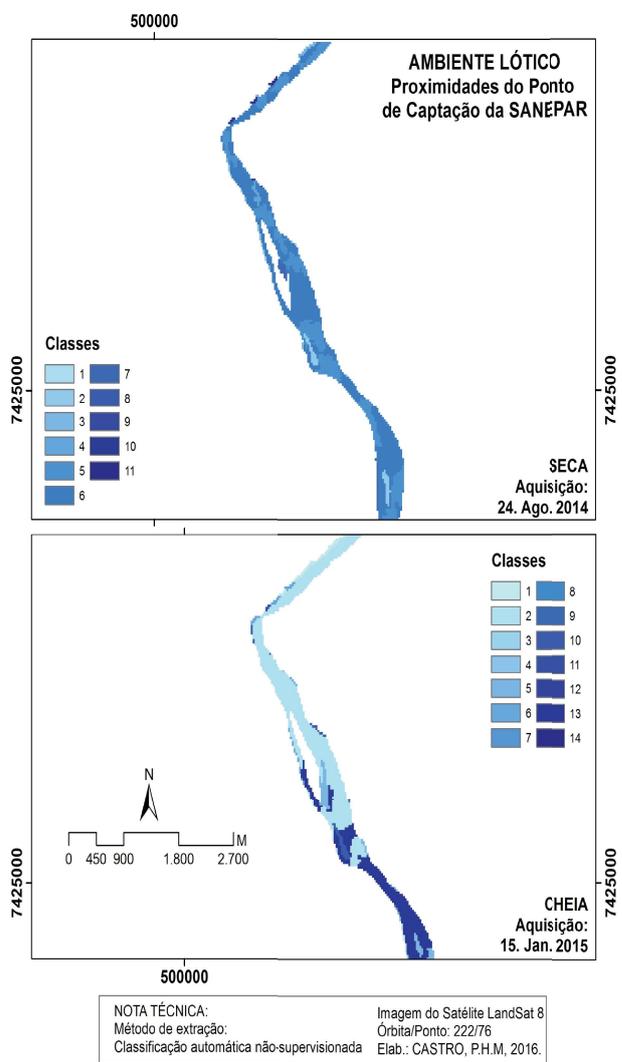


Fig. 5 - Classificação automática não-supervisionada do rio Tibagi, gerada a partir das imagens Landsat 8/OLI de agosto de 2014 (período de seca), e janeiro de 2015 (período de cheia).

A presente modelagem amostral sugere que a coleta de dados limnológicos “*in situ*” seja feita na profundidade de Secchi por meio de garrafa de Van Dorn, utilizada para coleta estratificada de água, geralmente confeccionadas em tubos de PVC ou acrílico, lacrados nas extremidades por tampas de borrachas fortes e flexíveis. As amostras são coletadas interrompendo o fluxo livre de água em seu interior através do fechamento de suas extremidades na profundidade de Secchi (PARRON *et al.*, 2011).

A coleta prevê a utilização de disco de Secchi para a medida de transparência da água, que se dá através da observação do desaparecimento de um disco branco e preto mergulhado na água. Este método simples é bastante utilizado para avaliar o coeficiente de atenuação da radiação eletromagnética (REM) na coluna d’água, e estabelecer, com certas limitações, uma correspondência entre a transparência da água e o limite da zona eufótica, camada entre a superfície e até onde ocorre a penetração de 1% da luz (KIRK, 1983). Segundo Esteves, (1998); a transparência obtida pela profundidade de Secchi também pode ser utilizada na estimativa indireta da zona eufótica, multiplicando-se o seu valor pelo fator 3, desta forma, a presente modelagem amostral adota a profundidade de Secchi como uma superfície espectral de reflectância confiável captada pelo satélite Landsat 8/OLI.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Atualmente, grande parte dos estudos que integram o sensoriamento remoto para estimativa das concentrações de parâmetros opticamente ativos são realizados em ambientes lênticos, onde as interferências de fatores ambientais são menores do que em ambientes semilênticos ou lóticos, as quais podem se configurar como, a correnteza associada a instabilidade de elementos adsorvidos na água, e condições climáticas do dia da visada do satélite orbital. Frente a estes problemas, existe uma carência em metodologias que apontem a minimização destas interferências em ambientes aquáticos semilênticos e lóticos, sendo esta uma das propostas da modelagem em questão, discutida neste artigo.

Levando em consideração tais procedimentos, as modelagens amostrais para os COAs das duas áreas no rio Tibagi são

apresentadas nas Figuras 7 e 9. Corresponde ao ambiente semilêntico a represa da UHE Mauá, e ao ambiente lótico, o canal nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar.

A estabilidade do ambiente aquático interfere diretamente na capacidade do sensor remoto captar o sinal de retorno dos COAs, sendo necessário um modelo amostral que leve em consideração as características de cada ambiente. Não obstante, em estudos que preveem modelagem matemática de qualidade da água, a vazão é um dos parâmetros fundamentais no processo de criação de cenários (CHAPRA & PELLETIER, 2008).

Neste sentido, o rio Tibagi entre a represa da UHE Mauá e as proximidades do ponto de captação da Sanepar, apresenta condições de vazões diferenciadas, não só pelo represamento em si, que sugere um ambiente semilêntico, mas também pelas condições morfológicas e de contribuição de afluentes ao longo deste trecho, que pode ser esquematicamente compreendido no diagrama unifilar (Figura 6).

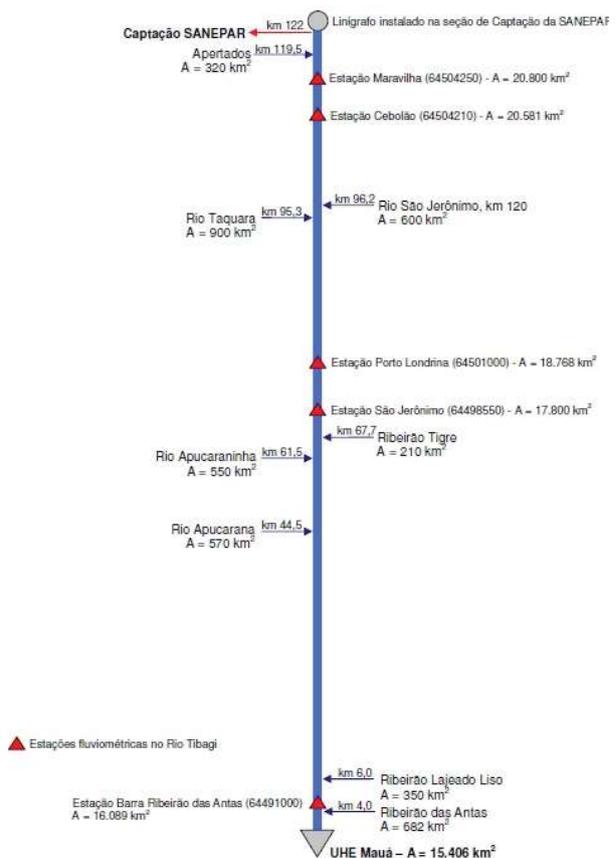


Fig. 6 - Diagrama unifilar do trecho de 122 km no rio Tibagi, entre a UHE Mauá e o ponto de captação da Sanepar.

4.1 Faixas Concêntricas: amostragem espectral de ambientes lânticos e semilânticos

No local de barramento do rio Tibagi, a área de drenagem é de 16.089 km², representando cerca de 65% da área total da bacia hidrográfica do rio Tibagi (STYMMULAB, 2011). No modelo amostral foi priorizado a porção da represa imageada na mesma cena (órbita/ponto: 222/76) do Landsat 8/OLI para a área do ambiente lótico a jusante, por isso, não contendo a totalidade do lago do reservatório da UHE Mauá, mas grande parte de sua extensão.

A Copel realiza periodicamente o monitoramento da qualidade da água de seus reservatórios no Paraná. Os valores dos Índices de Qualidade de Água para Represas (IQAR's) destes reservatórios são pontuais e serviram como referência para definir os cenários de impactos esperados da UHE Mauá na elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA). Neste caso específico compararam com o reservatório de Foz do Areia, que apresenta características similares ao de Mauá: um centro urbano desenvolvido a montante, área do lago na mesma ordem de grandeza e inexistência de outros reservatórios a montante. Pelo monitoramento da Copel, a média do índice classifica o reservatório Foz de Areia como Classe III, com o valor de 3,34 na estação mais próxima à barragem.

Para melhor compreensão, cabe salientar que a classificação dos reservatórios, segundo o IQAR, segue os critérios do IAP (2004). Neste sentido, são definidas seis classes de qualidade da água, sendo a Classe III moderadamente degradado. Esta classe corresponde a corpos de água que apresentam um déficit considerável de oxigênio dissolvido na coluna d'água, podendo ocorrer anoxia na camada de água próxima ao fundo, em determinados períodos, médio aporte de nutrientes e matéria orgânica, grande variedade e densidade de algumas espécies de algas, sendo que algumas espécies podem ser predominantes, tendência moderada à eutrofização, tempo de residência das águas intermediário a elevado.

O modelo amostral aqui proposto para ambientes lânticos ou semilânticos, sugere não apenas uma amostra pontual como no IQAR, mas a distribuição sistemática de vários pontos amostrais ao longo do reservatório. A represa da UHE Mauá apresenta maior estabilidade na resposta espectral dos COAs, uma vez que a turbulência é reduzida, quando comparado ao ambiente lótico. Os pontos amostrais desta área foram demarcados em função de Faixas Concêntricas em relação ao centro da represa. A equidistância dos *buffers* foi estabelecida em 500 m, levando em consideração a grande extensão do lago e a pouca variação espectral quando comparado os períodos de seca e cheia (Figura 7).

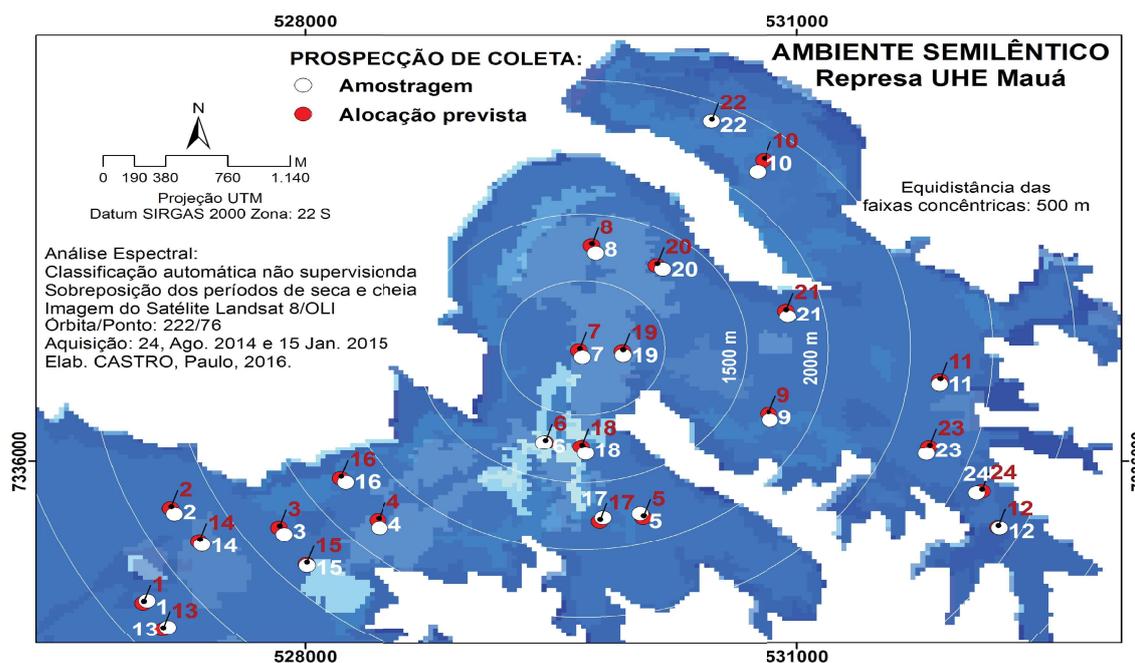


Fig. 7 - Mapa de modelagem amostral de pontos, utilizando imagem multiespectral do Landsat 8/OLI, no lago do reservatório da UHE Mauá, por meio de distribuição de Faixas Concêntricas.

A equidistância dos *buffers* sugere ainda uma redução de pontos amostrais em relação à extensão da represa, promovendo a redução de custos operacionais de pesquisas que integram monitoramento da qualidade da água e sensoriamento remoto. Desta forma foram distribuídos 24 pontos amostrais para geração de modelos empíricos para inferência de COAs (Figura 7), considerando no processo de alocação dos pontos amostrais, regiões com maior diferenciação espectral

Foi realizada a coleta de dados limnológicos “*in situ*” referente ao período de cheia no dia 17 de dezembro de 2015 (24 pontos representados na cor branca no mapa da Figura 7), no mesmo dia de imageamento da área pelo satélite Landsat 8/OLI. A prospecção de coleta proposta e a amostragem efetivamente foi quase precisa. Isso se deve a pouca interferência de ventos e correnteza na área, o que favoreceu a estabilidade da embarcação durante a aquisição das amostras de água.

4.2 Margens Paralelas: amostragem espectral de ambientes lóticos

Na modelagem amostral proposta, o trecho próximo ao ponto de captação de água da Sanepar, à jusante da área de barramento no rio Tibagi, é considerado um ambiente lótico devido o fluxo constante de água. Para tanto, foram considerados aspectos da geometria do canal, como altitude, largura e inclinação do talude da margem direita e esquerda.

Os dados topobatimétricos, tais como, a geometria das seções transversais, foram obtidos do levantamento topobatimétrico realizado pela empresa Stymmulab S.A. O padrão do canal nas proximidades da área de amostragem do ambiente lótico está a uma altitude de 373 m, 13 m de profundidade e 145 m de largura entre a margem direita e esquerda (Figura 8).

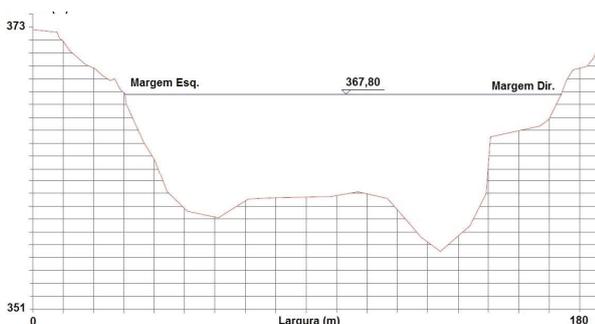


Fig. 8 - Esquema topobatimétrico compreendendo 110 km à jusante do reservatório da UHE Mauá. Fonte: Stymmulab (2011).

Foi elaborado um sistema de Margens Paralelas, que consiste em *buffers* equidistantes com base na geometria do canal, para distribuição dos pontos amostrais em diferentes faixas de turbulência da água no trecho do canal (figura 9). Em geral, o fluxo depende de fatores como velocidade, geometria do canal e viscosidade. Quanto maior a velocidade e a profundidade do canal, maior a turbulência. O comportamento físico da água sugere pouca viscosidade, o que implica em fluxos mais turbulentos (CHOW *et al.*, 1988).

Buscando minimizar as interferências ambientais para geração de modelos para inferência de COAs no ambiente lótico, se estabeleceu um raio amostral de 500 m e equidistância de 15 m para os *buffers* das Margens Paralelas. Essas distâncias favorecem uma maior concentração dos pontos amostrais quando comparado à amostragem de ambientes semilênticos ou lênticos, os quais apresentam menores interferências. A aquisição de pontos concentrados, ou seja, distribuídos em uma área mais restrita, favorece uma amostragem mais detalhada das possíveis interferências da dinâmica dos ambientes aquáticos lóticos.

As isolinhas dos *buffers* são resultados da vetorização das margens direita e esquerda do rio, com base em imagem do satélite Landsat 8/OLI. Desta forma, os pontos amostrais deste trecho do rio foram demarcados em diferentes faixas buscando correspondência com a topobatimetria e conseqüentemente níveis de turbulências diferenciados, totalizando 20 pontos amostrais para geração de modelos empíricos para inferência de COAs (Figura 9).

É também considerado no processo de alocação dos pontos amostrais, regiões com diferenciação espectral acentuada quando comparado os períodos de seca e cheia. A escolha da quantidade de pontos amostrais ainda levou em consideração a redução de custos operacionais, que é um dos objetivos da proposta metodológica.

Foi realizada a coleta de dados limnológicos “*in situ*” referente ao período de cheia, no dia 06 de março de 2016 (20 pontos representados na cor branca no mapa da Figura 9), no mesmo dia de imageamento da área pelo satélite Landsat 8/OLI. É possível notar um pequeno deslocamento entre a prospecção de coleta proposta e a

amostragem efetivamente. Tal deslocamento ocorreu devido a correnteza da água no trecho do rio, o que impossibilitava a total estabilidade da embarcação durante o processo de aquisição das amostras de água, ainda que com a ancoragem

e motor ligado. No entanto, essa variação não compromete a amostragem, pois as coletas, ainda assim, foram realizadas dentro dos limites das isolinhas estabelecidas, assim como em áreas de diferenças espectrais acentuadas.

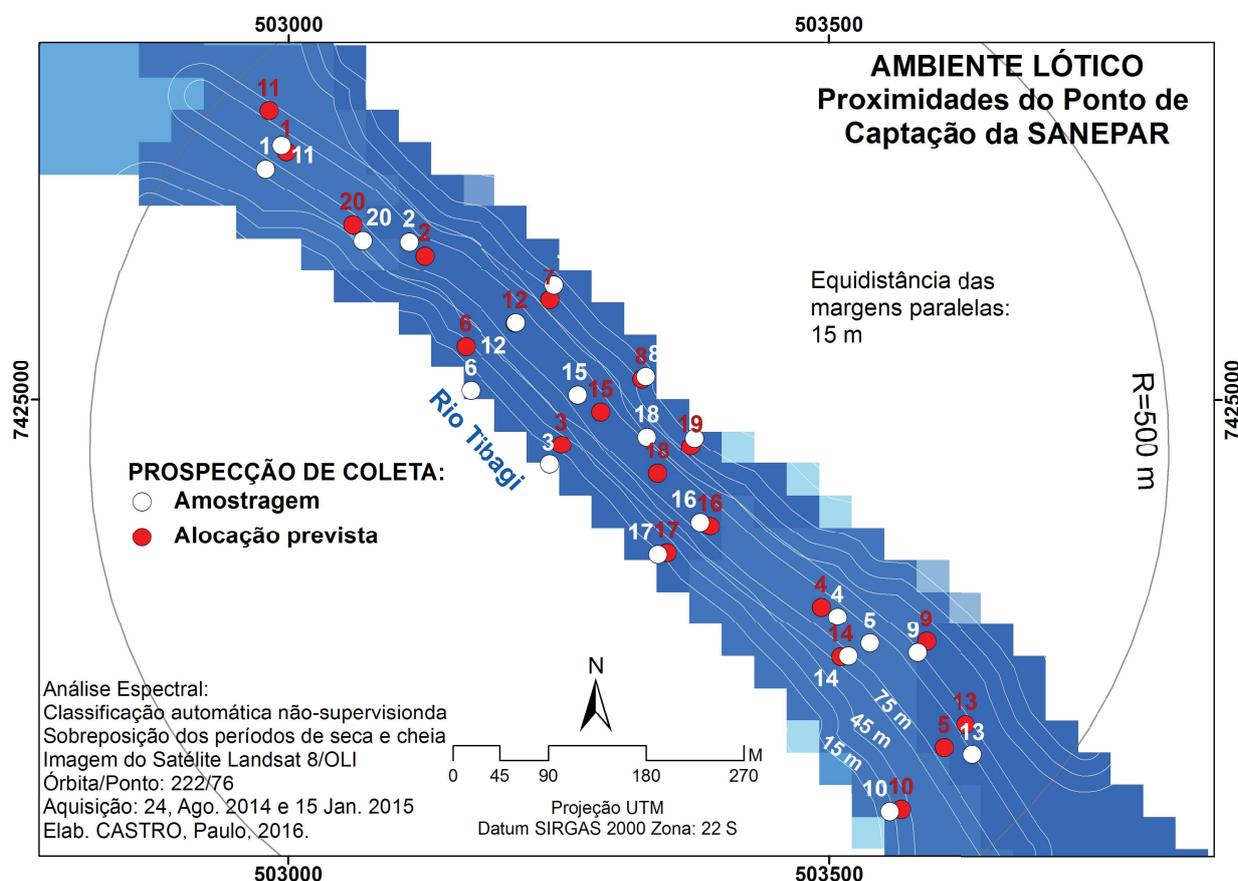


Fig. 9 - Mapa de modelagem amostral de pontos, utilizando imagem multiespectral do Landsat 8/OLI, nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar, por meio de distribuição de Margens Paralelas.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Fica evidente que o objetivo da pesquisa foi atingido, uma vez que, foi possível gerar modelos amostrais de pontos de coleta de dados limnológicos “*in situ*” e espectrais orbitais a partir de imagens multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI, para as duas áreas de estudo propostas.

A amostragem para a represa da UHE Mauá, demonstra que as Faixas Concêntricas, uma vez que são aplicadas em ambientes lênticos e semilênticos, se adequam a menores interferências ambientais. No entanto, para sua elaboração é indispensável o conhecimento prévio do local para fixação da equidistância das isolinhas, que devem contemplar a totalidade da área de monitoramento. No trabalho de campo

realizado na área foi possível coletar os 24 pontos inicialmente programados na prospecção, sem interferências de deslocamento consideráveis.

A amostragem para as proximidades do ponto de captação de água da Sanepar, que corresponde ao ambiente lótico, demonstra que o modelo de Margens Paralelas deve acompanhar a feição morfológica da calha do rio, sendo analisada, inclusive, a topobatimetria do trecho para associação com diferentes velocidades de fluxo d’água e definição da equidistância das isolinhas. No trabalho de campo realizado na área foi possível coletar os 20 pontos inicialmente programados na prospecção, com interferências de deslocamento, as quais eram esperadas devido à correnteza no trecho do rio Tibagi. Para o bom funcionamento do modelo de Margens

Paralelas é fundamental que, apesar de possíveis deslocamentos durante a coleta das amostras, as mesmas sejam, no mínimo, adquiridas na mesma margem de equidistância definidas previamente na prospecção de amostragem, e em áreas de variações espectrais acentuadas.

A próxima etapa da pesquisa contará com a análise de correlação dos COAs, coletados nos pontos amostrais “*in situ*” e analisados em laboratório, com os mesmos pontos coletados espectralmente a partir de imagens multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI, após correção radiométrica e atmosférica. Os dados limnológicos correlacionados com a imagem multiespectral serão tratados estatisticamente, verificando-se a possibilidade de geração de modelos empíricos de inferência para os COAs, o que permitirá aferir o grau de resposta frente à incorporação dos modelos amostrais no monitoramento dos ambientes aquáticos.

O processamento destes dados tem apontado correlações significativas para modelos empíricos de clorofila-*a*, total de sólidos em suspensão e turbidez. Segundo Castro *et al.*, (2017) o parâmetro clorofila-*a* no rio Tibagi, em ambientes semilênticos, pode ser inferido pelo modelo:

$$\text{Clorofila} - a = -11,53405 + 0,10909 * (B7) + 17,82641 * \left(\frac{B4}{B3}\right) \quad (1)$$

É certo que, as modelagens amostrais descritas auxiliam por meio de técnicas de sensoriamento remoto a estimativa da concentração de COAs das águas do rio Tibagi, em ambientes lóticos e semilênticos. O monitoramento contínuo do rio Tibagi pode estabelecer um cenário atual oriundo das alterações ocorridas na dinâmica hidrológica decorrentes da construção e operacionalização da UHE Mauá, principalmente em relação aos parâmetros de qualidade da água.

Ademais, diante destas alterações, a utilização de recursos de sensoriamento remoto para auxiliar no monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi, desponta como instrumento de grande interesse, uma vez que permite monitorar e controlar a qualidade de um recurso natural de vital importância para as condições de saúde pública da região, a partir de uma

metodologia de baixo custo operacional e com periodicidade regular.

AGRADECIMENTOS

A CAPES pelo apoio financeiro na concessão de bolsa de doutoramento.

REFERÊNCIAS

ALLEE, R. J; JOHNSON, J. E. Use of satellite imagery to estimate surface chlorophyll-*a* and Secchi disc depth of Bull Shoals Reservoir. **International Journal of Remote Sensing**, v. 20, p. 1057-1072, 1999.

BREHM, M; FILIPPIN, R. F; MOURA, R. R. O impacto ambiental causado à ictiofauna do rio Iguazu pela exploração do potencial hidrelétrico: o caso do Surubim do Iguazu (*steindachneridion melanodermatum*). **Revista Brasileira de Energia**. v. 22, n. 1, p. 30-46, 2016.

CASTRO, P. H. M; PEREIRA, A. C. F; BARROS, M. V.F. Potencial das Imagens Landsat 8/OLI na detecção de Componentes Ópticamente Ativos em Ambientes Aquáticos Lóticos e Semilênticos do Rio Tibagi/PR. **Ra’e Ga - O Espaço Geográfico em Análise**. 2017. No prelo.

CHAPRA, S. C; PELLETIER, G. J; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and User’s Manual**. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2008. 109p.

CHOW, V. T; MAIDMENT D. R; MAYS L. W. **Applied hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1988. 572p.

CONAMA. **Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional do Meio Ambiente - Publicada no DOU nº 53, de 17 de março de 2005.

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.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Revisão dos estudos de inventário hidrelétrico do rio Tibagi**. Relatório

- Final – Volume 19 – Apêndice E – Estudos ambientais e outros usos da água. 2010. 245p. Disponível em: [http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-248/topico-293/Avalia%C3%A7%C3%A3o%20Ambiental%20Integrada_Vol19\[1\].pdf](http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-248/topico-293/Avalia%C3%A7%C3%A3o%20Ambiental%20Integrada_Vol19[1].pdf). Acesso em janeiro de 2017.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/Finep. 2.ed. 1998. 575p.
- GIARDINO, C; BRESCIANI, M; VILLA, P; MARTINELLI, A. Application of remote sensing in water resource management: The case study of Lake Trasimeno, Italy. **Water Resources Management**, v. 24, p. 3885–3899, 2010.
- GOODIN, D. G; HAN, L; FRASE, R. N.; RUNDQUIST, C; STEBBINS, W. A; SCHALLES, J. F. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v.59, n.4, p.505-510, 1993.
- HAMBRIGHT, K. D; XIAO, X; DZIALOWSKI, A. R. **Remote Sensing of WQ and harmful algae in OK Lakes (Final Report)**. University of Oklahoma, 2013. Disponível em: <file:///C:/Users/User/Downloads/1974-12946-1-PB.pdf>. Acesso em janeiro de 2017.
- IAP–INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná, no período de 1999 a 2004**. Curitiba/PR, 2004. 13p. Disponível em: [http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Monitoramento/rel_monit_qual_aguas_reserv_9904\(1\).pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Monitoramento/rel_monit_qual_aguas_reserv_9904(1).pdf). Acesso em janeiro de 2017.
- IAP–INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi e Barra Grande, na área de influência do futuro reservatório de Mauá e município de Londrina– PR, no período de abril de 2010 a dezembro de 2011**. Governo do Estado do Paraná - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Curitiba, 2012. 34p. Disponível em: http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Monitoramento/relatorio_2011_maua.pdf. Acesso em janeiro de 2017.
- JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos naturais**. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009. 800p.
- KIRK, J. T. O. **Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems**. London, Cambridge University Press, 1983. 662p.
- LACTEC - Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento. **Modelagem Matemática da Qualidade da Água Para UHE Mauá**. Curitiba, 2009. 57p. Disponível em: http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/EIA_RIMA/MAUA_MODELAGEM_MATEMATICA_AGUA.pdf. Acesso em janeiro de 2017.
- LAMPARELLI, R. A; ROCHA, J; BORGHI, E. **Geoprocessamento e agricultura de precisão: fundamentos e aplicações**. Guaíba: Agropecuária, UNICAMP, 2001. 118p.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Ediciones Omega. Barcelona, 1983. 1010p.
- MCCULLOUGH, I. M; LOFTIN, C. S; SADER, S. A. Combining lake and watershed characteristics with Landsat TM data for remote estimation of regional lake clarity. **Remote Sensing of Environment**, v. 123, p. 109–115, 2012.
- MEDRI, M. E; BIANCHINI E; PIMENTA, J. A; COLLI, S; MÜLLER, C. Estudos sobre tolerância ao alagamento em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M. E; BIANCHINI, E; SHIBATA, O. A; PIMENTA, J. A. (Orgs.). **A bacia do rio Tibagi**. UEL, Londrina-PR, p. 133-172, 2002.
- NAS, S. S; BAYARAM, A; RATTON, E. Effects of some water quality parameters on the dissolved oxygen balance of streams. **Polish Journal of Environment Studies**, v. 17, n. 4, p. 531-538, 2008.
- NOVO, E. M. & LEITE, F. O Sistema de Informações Geográficas do Reservatório da UHE Barra Bonita. **Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Salvador, Brasil, p. 227-232, 1996.
- NOVO, E. M. L. M. Sensoriamento Remoto Aplicado à Ecologia Aquática. In: ROLAND, F; CESAR, D; MARINHO, M. (Orgs.) **Lições de Limnologia**. São Carlos: RIMA, 2005. 532p.

- NOVO, E. M. L. M. Monitoramento de Quantidade e Qualidade da Água e Sensoriamento Remoto. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 1-20 2007.
- OLMANSON, L. G; BREZONIK, P. L; BAUER, M. E. Airborne hyperspectral remote sensing to assess spatial distribution of water quality characteristics in large rivers: The Mississippi River and its tributaries in Minnesota. **Remote Sensing of Environment**, v. 130, p. 254–265, 2013.
- PARRON, L. M; MUNIZ, D. H. F; PEREIRA, M. P. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Embrapa Florestas, Colombo/PR, 2011. 67p.
- PEREIRA, A. C. F. **Desenvolvimento de método para inferência de características físicas da água associadas às variações espectrais. Caso de Estudo: Reservatório de Itupararanga/SP**. Tese de doutorado - Presidente Prudente, 2008, 206p.
- PEREIRA, A. C. F. Water Quality Researches: Spectral Variability Of The Water Body Analysis To Define A Sampling Scheme. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 67, n.5, p. 1017-1024, 2015.
- PEREIRA, M. C. B; SCROCCARO, J. L. **Bacias Hidrográficas do Paraná**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA. Curitiba, 2010. 140p.
- PMSB - **Plano Municipal de Saneamento Básico Relatório de Diagnóstico da Situação do Saneamento de Londrina –PR**. 2008. 476p. Disponível em: http://www.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/gabinete/PMSB/diagnostico_londrina_completo_corrigido29out09.pdf. Acesso em janeiro de 2017.
- RUDORFF, C. M. **Estudo da composição das águas da planície amazônica por meio de dados de reflectância do sensor Hyperion/eo-1 e de espectrorradiômetro de campo visando à compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos. 2006. 138p.
- SIMIS, S. G. H; PETERS, S. W. M; GONS, H. J. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. **Limnology and Oceanography**, v. 50, n. 1, p. 237–245, 2005.
- STYMMULAB S.A. **Previsão de possíveis impactos na qualidade da água do rio Tibagi, após a construção da UHE Mauá**. Curitiba, 2011. 163p. Disponível em: http://www.consorcioCruzeirodosul.com.br/upload/tiny_mce/arquivos/meio_ambiente/Qualidade_da_agua/Relatorio_Tecnico_Modelagem_Tibagi_UHE-_Maua_CECS_23_10_versao_final.pdf. Acesso em janeiro de 2017.
- THOMPSON, S. K. **Sampling**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 2nd edition, 2002. 367p.
- TUNDISI, J. G. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. **Estudos avançados**. v. 21, n.59, p.109-117, 2007.
- USGS - UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Landsat Project Description**. Disponível em: http://landsat.usgs.gov/about_project_descriptions.php. Acesso em janeiro de 2015.
- VERPOORTER, C; KUTSER, T; SEEKELL, D. A; TRANVIK, L. J. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. **Geophysical Research Letters**, v. 41, p. 6396–6402, 2014.
- WILLIAMS, R. J; BOORMAN, D. N. Modelling in stream temperature and dissolved oxygen at sub-daily time steps: an application to the River Kennet, UK. **Science of the Total Environment**, v. 423, n. 1, p. 104-110, 2012.
- XU, Z; GODREJ, A. N; GRIZZARD, T. J. The hydrological calibration and validation of a complexly-linked watershed reservoir model for the Occoquan watershed, Virginia. **Journal of Hydrology**, v. 345, n. 3-4, p. 167-183, 2007.
- YABE, M. J. S; GIMENEZ, S. M. N. Caracterização físico-química da água da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M. E; BIANCHINI, E; SHIBATTA, O. A; PIMENTA, J. A. (Org.). **A bacia do rio Tibagi**. UEL, Londrina-PR, p.355-371, 2002.