

UNIFEI – UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS – GRADUAÇÃO EM
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

ADEMIR HENRIQUE VILAS BOAS – 25348

**USO EXPERIMENTAL DE CÂMERAS DIGITAIS PARA O ESTUDO DA
CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS
CONTINENTAIS**

ITAJUBÁ – MG
JUNHO/ 2014

UNIFEI – UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS – GRADUAÇÃO EM
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

ADEMIR HENRIQUE VILAS BOAS – 25348

**USO EXPERIMENTAL DE CÂMERAS DIGITAIS PARA O ESTUDO DA
CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS
CONTINENTAIS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos
como parte dos requisitos para a obtenção do título de
Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos
Hídricos.

Área de Concentração: Meio Ambiente e Recursos
Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Arcilan Trevenzoli Assireu

ITAJUBÁ – MG
JUNHO/ 2014

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Mauá –
Bibliotecária Margareth Ribeiro – CRB_6/1700

V697u

Vilas Boas, Ademir Henrique.

Uso experimental de câmeras digitais para o estudo da concentração de sólidos em suspensão em sistemas aquáticos continentais/ Ademir Henrique Vilas Boas. - - Itajubá, (MG) : [s.n.], 2014

81 p.: il.

Orientador: Prof. Dr. Arcilan Trevenzoli Assireu.

Dissertação (Mestrado) – UNIFEI – Universidade Federal de Itajubá

1. Câmera Digital 2. Comportamento Espectral 3. Total de Sólidos Suspensos. Ciências aquáticas I. Assireu, Trevenzoli Arcilan, orient. II. Universidade Federal de Itajubá. III. Título.

UNIFEI – UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS – GRADUAÇÃO EM
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

ADEMIR HENRIQUE VILAS BOAS – 25348

**USO EXPERIMENTAL DE CÂMERAS DIGITAIS PARA O ESTUDO DA
CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS
CONTINENTAIS**

Dissertação aprovada por banca examinadora em 06 de junho de 2014, conferindo ao autor o título de **Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos**.

Banca Examinadora:

Prof. Arcilan Trevenzoli Assireu – Orientador

Prof. Benedito Cláudio da Silva

Prof. Enner Herênio de Alcântara

Prof. Marcos Eduardo Cordeiro Bernardes

ITAJUBÁ – MG

JUNHO/ 2014

Dedico este trabalho aos meus pais, Sebastião Vilas Boas e Maria Vita Vilas Boas, pela paciência, e por tornarem mais esse sonho possível de ser realizado.

A todos que contribuíram durante toda a trajetória do curso.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pelas oportunidades concedidas no caminho do aprendizado, por me dar forças a cada dia para concluir mais essa etapa.

Agradeço aos professores que me incentivaram e contribuíram para minha formação.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Arcilan Trevenzoli Assireu pelo apoio, paciência, orientação, competência e suporte de conhecimentos acadêmicos que viabilizaram a realização dessa pesquisa.

A todos os professores do mestrado, pelo apoio e partilha do conhecimento.

Agradeço aos meus colegas de MEMARH, pelo companheirismo.

Aos funcionários do Instituto de Recursos Naturais – IRN pelo apoio concedido.

À CAPES, através do Programa de bolsas, pelo apoio financeiro.

A Anelise minha namorada, pelo amor, carinho, dedicação, correção e principalmente pela inestimável paciência nesta jornada.

Ao meu irmão José Aloisio Vilas Boas e sua família pelo carinho e incentivo.

Aos meus pais, Maria Vita Vilas Boas e Sebastião Vilas Boas pelo amor, confiança, força, incentivo e por sempre acreditarem na minha vitória. A vocês agradeço por tudo o que já fizeram por mim e espero um dia retribuir a altura.

À todos citados e os eventualmente não citados que de alguma forma contribuíram para alcançarmos esse feito, muito OBRIGADO!

Tudo surgiu da água
Tudo é mantido pela água
“Goethe”

RESUMO

VILAS BOAS, A. H. **Uso experimental de câmeras digitais para o estudo da concentração de sólidos em suspensão em sistemas aquáticos continentais.** 2014. 81 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá (MG). 2014.

O aumento da demanda sobre os recursos hídricos tem provocado modificações nas características dos sistemas aquáticos e isso exige o desenvolvimento de novas ferramentas que possibilitem monitorar a dinâmica e as características desses ambientes. Neste contexto, o sensoriamento remoto é uma ferramenta que torna possível a aquisição de informações sobre o comportamento espectral da água para análise espacial e temporal de ambientes aquáticos. As câmeras digitais também têm sido bastante empregadas para o monitoramento das feições espectrais da água e ganhado destaque por ser um método rápido e de baixo custo. Neste estudo, fez-se uso de uma câmera digital para ajustar um sistema de monitoramento automático de qualidade da água, com foco em medidas da turbidez, baseado em imagens digitais. Foram realizadas em laboratório simulações de respostas espectrais da água a partir do total de sólidos em suspensão para o solo contendo partículas orgânicas e inorgânicas e para solo contendo apenas partículas inorgânicas. Foi desenvolvido a partir das relações espectrais contidas em imagens digitais e o total de sólidos em suspensão um modelo empírico para este solo, que mostrou boa correlação entre as imagens digitais de TSS, sendo mais eficiente operando entre a faixa de 0,03g/L a 0,7g/L de TSS. *In situ* o modelo foi comparado com as estimativas de turbidez realizadas *in situ* para o reservatório da REPI em Wenceslau Braz – MG e no lago do campus da UNIFEI em Itajubá – MG. As convergências observadas entre os valores medidos e estimados a partir das imagens digitais foram consideradas satisfatórias. No entanto, a complexidade óptica para águas continentais dificulta a implementação de um modelo empírico universal, o que exige parametrizações locais.

Palavras-chave: Câmera Digital, Comportamento Espectral, Total de Sólidos Suspensos.

ABSTRACT

VILAS BOAS, A. H. **Experimental use of digital cameras for the study of the concentration of suspended solids in continental aquatic systems.** 2014. 81 p. Dissertation (Master's degree in Environment and Water Resources) – Natural Resources Institute, Federal University of Itajubá, Itajubá (MG). 2014.

The increase demand on water resources has caused changes in the characteristics of aquatic systems and this requires the development of new tools that enable monitoring the dynamics and the characteristics of these environments. At this context, remote sensing is a tool which makes possible acquire information about the spectral behavior of water for spatial and temporal analysis of aquatic environments. Digital cameras have also been quite used to monitor of spectral features of water and have gained prominence for being a quick and inexpensive method. At this study, was made use of a digital camera to adjust a system for automatic monitoring of water quality, focusing on measurements of turbidity, based in digital images. Were performed in laboratory simulations of spectral responses of water from the total suspended solids to soil containing organic and inorganic particles and to soil containing only inorganic particles. Was developed from the spectral relations contained in digital images and the total suspended solids an empirical model for this soil, which showed a good correlation between digital pictures of TSS, being more efficient operating within the range 0.03g/L to 0,7g/L of TSS. *In situ* the model was compared with estimates of Turbidity measured for reservoir of REPI in Wenceslau Braz - MG and in the lake of campus UNIFEI in Itajubá – MG. The similarities observed between the measured and estimated from digital images values were considered satisfactory. However, the optical complexity of continental waters difficult to implement a universal empirical model, which requires local parameterization.

Keywords: Digital Camera, Spectral Behavior, Total Suspended Solids.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Coeficiente de absorção dos principais constituintes presentes na água.	25
Figura 2: Curvas espectrais com diferentes concentrações de sedimentos em suspensão medidos em Unidade de Turbidez Nefelométrica (NTU).	29
Figura 3: Reservatório da Indústria de Material Bélico do Brasil - Imbel em Wenceslau Braz-MG.	33
Figura 4: Detalhe do reservatório da Indústria de Material Bélico do Brasil - Imbel em Wenceslau Braz-MG.	33
Figura 5: Campus da Universidade Federal de Itajubá-MG.	34
Figura 6: Lago do campus da UNIFEI, (A) foto tirada em outubro de 2013 antes das obras de revitalização; (B) foto tirada em abril de 2014 já com as obras de revitalização.	34
Figura 7: Sistema de tubos de conexões fixados para obtenção das imagens digitais. (A) no reservatório da REPI; (B) no lago do Campus da UNIFEI.	35
Figura 8: Representação da grade regular da imagem digital e os valores dos números digitais em cada pixel.	36
Figura 9: Esquema de aquisição das imagens digitais.	39
Figura 10: Fluxograma dos procedimentos para aquisição relação TSS e imagens digitais realizados em laboratório.	39
Figura 11: Relação entre turbidez NTU e TSS.	44
Figura 12: Relação entre a razão das bandas do vermelho e verde (R/G) e TSS. Para o solo orgânico/inorgânico c/ filtro (A), para o solo orgânico/inorgânico s/ filtro (B), para solo inorgânico c/ filtro (C) e para o solo inorgânico s/ filtro (D).	49
Figura 13: Relação entre a razão das bandas do vermelho e azul (R/B) e TSS. Para o solo orgânico/inorgânico c/ filtro (A), para o solo orgânico/inorgânico s/ filtro (B), para solo inorgânico c/ filtro (C) e para o solo inorgânico s/ filtro (D).	50
Figura 14: Relação entre a razão das bandas do vermelho e verde (R/G) e TSS até 0,7g/L. Para o solo orgânico/inorgânico c/ filtro (A), para o solo orgânico/inorgânico s/ filtro (B), para solo inorgânico c/ filtro (C) e para o solo inorgânico s/ filtro (D).	52

Figura 15: Relação entre a razão das bandas do vermelho e azul (R/B) e TSS até 0,7g/L. Para o solo orgânico/inorgânico c/ filtro (A), para o solo orgânico/inorgânico s/ filtro (B), para solo inorgânico c/ filtro (C) e para o solo inorgânico s/ filtro (D).	53
Figura 16: Chuva acumulada no mês de dezembro de 2013 x chuva acumulada mensal para a normal climatológica (1961-1990). Fonte:	61
Figura 17: Chuva acumulada no mês de abril de 2014 x chuva acumulada mensal para a normal climatológica (1961-1990).	61
Figura 18: Cor da água no reservatório da REPI em Wenceslau Braz.....	62
Figura 19: Coloração da água no lago do campus da UNIFEI.....	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores mensurados de turbidez NTU para as diferentes concentrações de totais de sólidos em suspensão.	44
Tabela 2: Valores de p-value obtidos por meio do teste <i>t</i> de Student na comparação das simulações das amostras de solo. Fonte: O autor.	46
Tabela 3: Coeficiente de correlação R para a razão de bandas R/G e R/B em concentração até 2,0g/L de TSS.	48
Tabela 4: Valores mensurados de turbidez NTU para concentrações de totais de sólidos em suspensão dentro da faixa de operação do modelo empírico.	51
Tabela 5: Coeficiente de correlação R para a razão de bandas R/G e R/B até a concentração 0,7g/L de TSS.	51
Tabela 6: Equações do modelo empírico para os diferentes tipos de solo.	54
Tabela 7: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/G.	56
Tabela 8: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/B.	56
Tabela 9: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/G com o modelo empírico até 0,7g/L.	57
Tabela 10: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/B com o modelo empírico até 0,7g/L.	57
Tabela 11: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/G.	58
Tabela 12: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/B.	58
Tabela 13: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/G com o modelo empírico até 0,7g/L.	59
Tabela 14: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/B com o modelo empírico até 0,7g/L.	59

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	17
2.1 GERAL.....	17
2.2 ESPECÍFICOS	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 A ÁGUA E OS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS	18
3.2 A EUTROFIZAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS	19
3.3 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA POR SENSORIAMENTO REMOTO	21
3.3.1 O uso de câmeras digitais no sensoriamento remoto	23
3.4 AS PROPRIEDADES ÓPTICAS DA ÁGUA E SEUS CONSTITUINTES	24
3.4.1 Constituintes opticamente ativos da água	28
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
4.1 ÁREA DE ESTUDO	32
4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE MONITORAMENTO PROPOSTO.....	34
4.3 ESTIMATIVAS DOS PARÂMETROS OPTICAMENTE ATIVOS.....	35
4.4 SIMULAÇÃO DE TOTAL DE SÓLIDOS SUSPENSOS (TSS) E AQUISIÇÃO DAS IMAGENS DIGITAIS EM LABORATÓRIO	37
4.5 AQUISIÇÃO DE IMAGENS EM CAMPO	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
5.1 TEMPO DE EXPOSIÇÃO E ABERTURA DO OBTURADOR	42
5.2 RELAÇÃO ENTRE NÚMEROS DIGITAIS E TSS	43
5.3 RELAÇÃO ENTRE TURBIDEZ E TSS	43

5.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS ENTRE AS SIMULAÇÕES DE TSS	46
5.5 RAZÃO ENTRE BANDAS ESPECTRAIS E CONCENTRAÇÃO DE TSS	47
5.6 APLICAÇÃO DO MODELO EMPÍRICO NA ANÁLISE DA TURBIDEZ <i>in situ</i>	56
6 CONCLUSÃO.....	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
ANEXOS	78
ANEXO 1: COMPORTAMENTO DAS FAIXAS ESPECTRAIS RGB COM A VARIAÇÃO DO TSS NA ÁGUA.	78
ANEXO 2: REPRESENTAÇÃO DAS IMAGENS DIGITAIS SEM O USO DO FILTRO POLARIZADOR PARA AS DIFERENTES TONALIDADES DE CORES EM CADA CONCENTRAÇÃO DE TSS.....	80
ANEXO 3: REPRESENTAÇÃO DAS IMAGENS DIGITAIS SEM O USO DO FILTRO POLARIZADOR PARA AS DIFERENTES TONALIDADES DE CORES EM CADA CONCENTRAÇÃO DE TSS.....	81

1 INTRODUÇÃO

A intensificação na degradação dos ecossistemas aquáticos causadas pelo mau uso e ocupação do solo, além do aumento do aporte de efluentes lançados *in natura* nos corpos de água tem gerado uma perda na qualidade da água, promovendo múltiplos impactos ambientais como mudanças físicas, químicas e biológicas nesses tipos de ambientes (CALLISTO et al., 2001; GOULART; CALLISTO, 2003). Devido às características de coletores naturais que estes sistemas exercem em sua bacia de drenagem, tudo o que ocorre nessa área tem reflexos nos corpos hídricos e, dentre os principais processos degradadores observados estão o carreamento de sedimentos e o lançamento de poluentes que são responsáveis pelo processo de assoreamento e eutrofização (CALLISTO et al., 2005).

Dessa forma, o monitoramento de ecossistemas aquáticos é um instrumento importante na gestão ambiental e tem como objetivos, a criação de um banco de dados, o monitoramento da qualidade da água, o desenvolvimento de ferramentas que contribuam para a avaliação ambiental e a tomadas de decisões no gerenciamento dos recursos hídricos (FREIRE et al., 2008). Geralmente o monitoramento da qualidade da água é baseado na medição das propriedades físico-químicas e das variáveis biológicas. Dentre as variáveis físico-químicas, a turbidez é um importante parâmetro óptico em ecossistemas aquáticos, sendo relacionado à concentração de partículas inorgânicas em suspensão, com origem principalmente da erosão do solo da bacia hidrográfica. Concentrações elevadas de sólidos em suspensão nos ecossistemas aquáticos podem impactar os processos fotossintéticos e ainda a cadeia trófica dos organismos aquáticos (SHUISEN et al., 2009).

As pesquisas de monitoramento da qualidade da água normalmente ocorrem com a obtenção de dados em *in situ* (JEROSH et al. 2006). No entanto, dados de boa qualidade de parâmetros da água são escassos e limitados no propósito de monitoramento, uma vez que as amostragens são pontuais e muitas vezes mal distribuídas no espaço e no tempo (ALCÂNTARA, 2007b; TYLER et al., 2006). Diante desse fato, a técnica de sensoriamento remoto tem oferecido meios particulares e úteis para medir as propriedades ópticas de águas naturais, para obter informações sobre os parâmetros de qualidade de água em diferentes escalas espaciais e temporais, além de

ser usada cada vez mais como uma ferramenta para o monitoramento na navegação fluvial e águas costeiras (GODDIJN-MURPHY et al., 2009). Entre os parâmetros normalmente detectados incluem as concentrações de pigmentos de clorofila do fitoplâncton (Chl *a*) e ficocianina (o pigmento presente em cianobactérias) (SIMIS et al., 2005; KUTSER et al., 2006; MOSES et al., 2009), as concentrações de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos inorgânicos (ONDERKA; PEKÁROVÁ, 2008), indicadores de transparência da água, como turbidez e profundidade do disco de secchi (GIARDINO et al., 2001; CHEN et al., 2007), e absorção pelo material orgânico dissolvido colorido (KUTSER et al., 2005).

No entanto, os sensores espectrais têm apresentado restrições para o monitoramento de águas interiores prejudicando assim sua eficiência, principalmente devido aos efeitos de cobertura de nuvens, a resolução espacial, resolução temporal e resolução radiométrica, além das fronteiras terrestres que contaminam as imagens (GODDIJN-MURPHY et al., 2009). Para superar estas limitações seria necessário obter uma resolução temporal de 0,2 dias e resolução espacial de 30 metros para que se possam capturar potenciais mudanças no sistema aquático (IOCCG, 2000), o que é impraticável com os atuais sensores orbitais devido aos períodos orbitais e resoluções espaciais. Diante dos elevados custos e aos problemas de cobertura com as nuvens, relacionados ao imageamento aéreo e por satélite, tem-se buscado novas alternativas para o monitoramento da qualidade da água.

A busca por métodos rápidos e de baixo custo que apresente fácil leitura abriu a possibilidade para o uso de câmeras fotográficas digitais na realização do monitoramento de alguns parâmetros de qualidade da água baseados em suas feições espectrais, como os níveis de clorofila-*a* e a concentração do total de sólidos suspensos. Algumas aplicações para câmeras digitais em pesquisas hidrográficas já foram realizadas com sucesso (GODDIJN-MURPHY; WHITE, 2006), que por meio de uma câmera digital, monitoraram a variação da substância amarela e concentrações de clorofila-*a*, na baía de Galway, Irlanda.

A realização do monitoramento dos parâmetros de qualidade de água por meio de câmeras fotográficas digitais, como a turbidez e a concentração de sólidos em suspensão, foco deste estudo, podem ser realizados por meio de instrumentos montados em uma estrutura flutuante, como uma boia, ou ainda em um balão meteorológico ancorado, cujas imagens capturadas seriam transmitidas para estações em terra e

tratadas por meio de técnicas de sensoriamento remoto, oferecendo subsídios para tomadas de decisões e elaboração de planos de gestão ambiental.

A hipótese levantada neste estudo embasou-se que as feições espectrais contidas nas imagens digitais obtidas por meio de uma câmera fotográfica digital pode ser útil para o monitoramento da turbidez e concentração de sólidos em suspensão em sistemas aquáticos continentais.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

- Aplicar e ajustar um sistema de monitoramento automático de qualidade da água, com foco em medidas da turbidez, baseado em imagens digitais.

2.2 ESPECÍFICOS

- Investigar o melhor modo de utilização das imagens digitais para quantificação da turbidez da água e concentração de sólidos em suspensão;
- Obter, em laboratório, sob iluminação natural, um modelo empírico a partir das relações espectrais contidas em imagens digitais e concentração de sólidos em suspensão;
- Validar o modelo empírico do item anterior com medidas de turbidez e de concentração de sólidos em suspensão com medidas *in situ*.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A ÁGUA E OS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS

A água é um bem de grande importância para a sociedade, sendo imprescindível para a sobrevivência da espécie humana e de todas as outras em nosso planeta. Sendo considerado um recurso finito e escasso e que ainda possui problemas de disponibilidade no planeta e de qualidade, devido ao aumento da interferência antrópica. Apesar de o Brasil ter uma situação privilegiada em relação à disponibilidade hídrica, ocorre uma distribuição desigual desse recurso, onde cerca de 70% da água doce do país encontra-se na região Amazônica, enquanto os outros 30% são distribuídos para 95% da população, que habitam o restante do território nacional (SETTI et al., 2001).

Dessa maneira os ambientes aquáticos têm um imenso valor econômico e de recreação aos seres humanos. No entanto, esses ecossistemas têm sofrido com o aumento da perturbação ambiental, devido a fatores que são principalmente de origem antrópica, e, conseqüentemente, tornam-se alguns dos ecossistemas mais ameaçados do planeta. Portanto, é importante que as condições biogeoquímicas dessas águas sejam monitorizadas regularmente (MOSES et al. 2012, p. 993).

De acordo com Tundisi (2008), essa situação da desigualdade na distribuição dos recursos hídricos tem favorecido o surgimento de problemas de escassez hídrica, que é causada pela combinação de um crescimento populacional exagerado nos principais centros urbanos do país e a degradação da qualidade das águas que é consequência desse processo desordenado de urbanização, industrialização e expansão agrícola no país.

Assim há necessidade de acúmulo de água para os mais diversos fins, como abastecimento da população, irrigação, geração de energia, dentre outros. Influenciando na prática de barramento de rios, criando lagos artificiais ou reservatórios, onde o tipo de uso a que são destinados esses lagos ou reservatórios reflete em sua morfometria, morfologia e limnologia. Isso é, aos aspectos como profundidade média, tempo de residência e a qualidade da água, influenciando os usos ao qual o ambiente se destina (XAVIER, 2005).

A construção de barragens propicia ao homem a geração de energia elétrica, renovável e menos poluente e, ao mesmo tempo, regulariza a vazão dos rios e possibilita a implantação de corredores hidroviários. No entanto, por outro lado, altera o equilíbrio ambiental e o uso e ocupação do solo no interior da área de inundação e no entorno do reservatório (ALBUQUERQUE FILHO, 2002).

Os reservatórios são ecossistemas muito dinâmicos, que apresentam perturbações constantes, com mudanças nos mecanismos de funcionamento relativamente rápidas, e gradientes horizontais e verticais de variáveis limnológicas, como temperatura e concentração de nutrientes (Takahashi et al., 2005, p. 257).

3.2 A EUTROFIZAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

A falta de conhecimento prévio sobre o ciclo hidrológico fez com que no século XX ocorresse um aumento do uso direto dos cursos d'água, como o represamento, transposição, drenagem de planícies aluviais, retificação de canais, entre outros. Dessa forma os impactos que poderiam ocorrer sobre a fase terrestre do ciclo hidrológico, não foram totalmente previstas. Dentre as consequências geradas pela pressão antrópica, estão as enchentes recorrentes dos verões nas grandes cidades brasileiras, o aparecimento de doenças de veiculação hídrica, poluição e eutrofização (NOVO, 2007).

Os reservatórios são ecossistemas instáveis, pois são sistemas mistos que apresentam características do rio original (lótico) e as características da nova condição lêntica que é a decomposição da vegetação submersa, o maior tempo de retenção de água, a estratificação, a maior profundidade, a eutrofização e mudanças na composição da comunidade biológica. Outro ponto importante está relacionado aos vários tipos de usos que serão empregados nos reservatórios e estes podem alterar o seu estado trófico, bem como outras variáveis, tais como chuvas, ventos, idade, latitude e presença de afluentes (GUBIANI et al., 2011, p. 3838).

As modificações antrópicas no ambiente aquático foram ao longo dos anos deteriorando a qualidade dos recursos mundiais de água doce com o barramento de rios, o lançamento de efluentes *in natura* nos corpos d'água, a industrialização, canalização dos rios, o mau uso e ocupação do solo, dentre outras. Assim, diante dessa situação é

muito provável que os impactos causados pela eutrofização nos ecossistemas aquáticos se tornem ainda mais graves nos países em desenvolvimento neste século (MATTHEWS et al., 2010).

Os efeitos combinados da urbanização e das demais atividades antropogênicas associadas ao rápido crescimento populacional das últimas décadas são facilmente visualizados nos ecossistemas. Muitos rios, lagos e reservatórios têm sido prejudicados como consequência do aumento de atividades humanas. Sendo assim, o planejamento e gestão dos recursos hídricos dependem de informações confiáveis, tanto no que diz respeito à demanda como à oferta de água (KÖNIG et al., 2008, p. 84).

Dessa forma o diagnóstico completo dos ecossistemas aquáticos que estão impactados pelo processo de eutrofização deve ser o ponto de partida para que sejam traçadas estratégias de recuperação e um programa de gestão ambiental dos mesmos. Entretanto, a elaboração de um programa de gestão de recursos hídricos depende da compreensão dos processos e funcionamento dos sistemas aquáticos, que, por sua vez, podem ser entendidos através da análise da variabilidade espacial e temporal dos parâmetros físico-químicos do sistema. Nesse sentido, o conhecimento sobre a morfometria do ambiente, bem como do seu comportamento limnológico, tornam-se um ponto importante na tomada dessas ações (RESCK, 2007).

O transporte e a deposição de sedimentos são processos dominantes em um reservatório, onde o aumento da concentração de sedimentos pode influenciar nas respostas ecológicas do sistema. Um bom exemplo é a alteração no processo de produção primária devida a redução da zona eufótica. O transporte de material para lagos e reservatórios pode ser influenciado por fatores como a forma e a localização da bacia hidrográfica e a sazonalidade, em que a interceptação ou não a carga de sedimentos para o sistema ocorre devido às condições de uso e cobertura da terra em épocas de chuva. A acumulação de sedimentos pode indicar o potencial da estrutura, ou a vida útil do reservatório (THORNTON, 1990).

Segundo Reynolds (1998, p. 11) “[...] o aporte de fósforo e nitrogênio desempenham um papel importante na eutrofização de rios, lagos e reservatórios, dessa maneira esses nutrientes têm sido considerados também na seleção de espécies”.

Nos ecossistemas aquáticos a avaliação da qualidade da água pode ser realizada

por meio de levantamentos de dados, como os níveis de perturbações antrópicas, uso e ocupação do solo, o aporte de nutrientes, o tipo de substrato, entre outros. As mensurações desses dados podem fornecer subsídios que ajudam a detectar os estressores e a orientar programas de gestão de recursos hídricos em reservatórios (KAUFMANN; WHITTIER, 1997).

Novo (2005) ressalta que um dos grandes desafios da ecologia aquática na atualidade é conhecer o funcionamento de base dos ecossistemas aquáticos e compreender suas respostas decorrentes de perturbações introduzidas pelas atividades humanas, de modo a prever o impacto dessas sobre suas condições de sustentabilidade em médio e longo prazo.

3.3 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA POR SENSORIAMENTO REMOTO

O estudo de reservatório a partir da espectroradiometria e de imagens de satélites constituem uma nova ferramenta de acessar as características limnológicas. Ao considerar a extensão e a quantidade de corpos hídricos no Brasil fica evidente a necessidade de novas ferramentas que possibilitem monitorar a dinâmica e as características desses ambientes. [...] o uso do sensoriamento remoto em estudos limnológicos possibilita avaliar grandes áreas e relacionar a resposta espectral da água com os dados obtidos em campo, e nesse sentido vários estudos já comprovaram sua eficiência com o uso de imagens multiespectrais e hiperespectrais (BRENING et al., 2007, p. 88).

O sensoriamento remoto tem contribuído para a ampliação e compreensão das estruturas dos ecossistemas e de suas interações. As técnicas de sensoriamento remoto têm sido usadas para estimar sólidos em suspensão e analisar a sua variação espaço-temporal em ecossistemas aquáticos, possibilitando, assim, investigar a origem e o deslocamento de substâncias específicas em suspensão ou dissolvidas na água (CUI et al., 2013).

As perturbações naturais e humanas que ocorrem em uma bacia hidrográfica podem influenciar nas condições ecológicas do corpo hídrico. Nesse sentido, o sensoriamento remoto tem contribuído na realização de estudos de ambientes aquáticos, e ajudado os pesquisadores a entender as complexidades de um ecossistema e suas

interações. Desse modo, estudos sobre a variação espacial e temporal da qualidade da água têm sido possíveis com o uso do sensoriamento remoto, pois essa tecnologia permite identificar a origem e o transporte de substâncias em suspensão ou dissolvidas na água (RUDORFF, 2006).

A inferência de variáveis relacionadas à qualidade da água a partir de medidas provenientes de instrumentos de sensoriamento remoto pode ser feita através da análise das feições espectrais da radiação solar refletida pelo volume de água, em sub-superfície. Substâncias encontradas em águas naturais, como clorofila presente no fitoplâncton, material inorgânico suspenso e matéria orgânica dissolvida, espalham e absorvem a radiação solar incidente. Estas são substâncias opticamente ativas apresentam processos definidos como propriedades ópticas inerentes e a variação de sua concentração influencia a forma e a magnitude do espectro refletido a partir da água (KOPONEN et al., 2002).

Nos ecossistemas aquáticos os sedimentos em suspensão, os pigmentos fotossintetizantes, a matéria orgânica dissolvida e as moléculas de água são os principais agentes que regem as propriedades ópticas inerentes da água, sendo chamados de constituintes opticamente ativos (COAs), e seus efeitos espectrais sobre a reflectância da água têm sido amplamente estudados. No entanto, ainda existem limitações tecnológicas e metodológicas que dificultam a obtenção de medidas com precisão satisfatória para águas opticamente complexas em ambientes continentais e costeiros e, muitas vezes, essas limitações tecnológicas estão relacionadas às características dos instrumentos em termos de resoluções espaciais, espectrais e radiométricas. As principais dificuldades metodológicas estão relacionadas às questões de como isolar a componente da reflectância da água que traz a informação sobre os COAs dos demais fluxos de radiação detectados pelos sensores e como modelar os efeitos de misturas espectrais que ocorrem entre os COAs (RUDORFF et al., 2007).

Em comparação com os métodos de amostragem convencionais, o sensoriamento remoto é mais eficiente em fornecer informações rápidas e sazonais da qualidade da água, sobretudo em regiões remotas. Esta técnica pode efetivamente acompanhar a variação espacial e temporal da qualidade da água, e pode localizar algumas fontes de poluição e de contaminação que é

difícil localizar usando métodos convencionais de monitoramento (ZHENGJU et al., 2008, p. 13).

O Sensoriamento remoto orbital em ecossistemas aquáticos continentais pode sofrer algumas interferências prejudiciais a sua eficiência. Dentre estes pode se citar a cobertura de nuvens, a resolução espectral e radiométrica e a resolução temporal. Muitos desses problemas podem ser superados pelo uso de sistemas baseados em aeronaves ou ainda com o uso de câmeras fotográficas (STRÖMBECK; PIERSON, 2001, p. 123).

3.3.1 O uso de câmeras digitais no sensoriamento remoto

Atualmente a tendência para a utilização de métodos de monitoramento rápidos e de baixo custo, que nos permita analisar e discriminar a informação sobre composição e qualidade da água levou ao desenvolvimento de dispositivos que possam proporcionar informações relevantes e que sejam de fácil leitura. Uma dessas linhas para a obtenção de métodos com o menor custo possível é a utilização de dispositivos com sensores ópticos descartáveis, onde as mais comuns são as câmeras CCD para a medição da fluorescência ou a absorbância (LAPRESTA-FERNÁNDEZ; CAPITÁN-VALLVEY, 2011).

Segundo Zhang et al. (2008, p. 386) o conjunto de sensores dos dispositivos de imagens de câmeras CCD (Dispositivos de carga acoplada) e CMOS têm apresentado limitações físicas. Durante a captura das imagens não tem apresentado cenas com qualidade de definição das regiões claras e escuras. As células desses dispositivos apresentam maior saturação nas regiões claras em relação às regiões escuras. No entanto, essas limitações apresentadas podem ser corrigidas pelo uso de algoritmos que realçam os detalhes escondidos devido à compressão da gama dinâmica dos dispositivos físicos de detecção.

De acordo com Goddijn-Murphy et al. (2009) e Nechad et. al. (2010) os algoritmos adotados para total de sólidos em suspensão (TSS) foram inicialmente concebidos para águas oceânicas abertas baseados em uma função da concentração de clorofila-*a* (CHL) e substância amarela (matéria orgânica dissolvida colorida) que são componentes opticamente ativos. Desse modo a forma mais adotada para algoritmos clorofila-*a* e substância amarela sendo posteriormente herdada por algoritmos do TSS é baseado na bandas de refletância, caracterizando a alta absorção em torno de 440nm e baixa absorção em 550nm. No entanto, para águas costeiras ou continentais a CHL e

TSS tendem a apresentar variações distintas, devido à presença de partículas resultantes de ressuspensão, da erosão ou descarga do rio, fazendo a água apresentar uma cor amarela e essa característica faz a banda espectral verde apresentar uma baixa reflectância. Nesse sentido, a relação azul/verde diminui com o aumento do TSS, o que dificulta o algoritmo para a recuperação do TSS. Assim, quando a substância amarela e a água são os principais absorventes da luz, a relação da reflectância vermelho/azul irá aumentar linearmente.

Os algoritmos de sensoriamento remoto para o monitoramento da composição da água geralmente são baseados em índices espectrais, o que permite usar proporções de valores RGB da câmera que podem variar de acordo com as condições e o tipo de exposição do imageamento (GODDIJN-MURPHY et al., 2009, p. 5828).

“A utilização de uma câmera digital convencional como um dispositivo de imagem e do flash como fonte de luz é uma alternativa interessante, prática e de fácil leitura, [...] onde a cor indica a substância a ser analisada” (LAPRESTA-FERNÁNDEZ; CAPITÁN-VALLVEY, 2011, p. 328).

Essas câmeras são baseadas na utilização de fichas que contenham a banda espectral vermelho-verde-azul (RGB) que são canais sensíveis à cor vermelha, verde e azul e fazem parte do espectro visível da luz, sendo considerados como espectrômetros muito simples, com três pontos de leitura. A imagem final da cor é composta por três conjuntos de dados RGB, sendo que ainda podem ser separados em dados individuais (MEIER et al., 2013).

3.4 AS PROPRIEDADES ÓPTICAS DA ÁGUA E SEUS CONSTITUINTES

A água representa uma mistura complexa, sendo constituída de diversos materiais dissolvidos ou particulados, onde esses materiais possuem propriedades ópticas diversas, o que faz com que cada um desses materiais interaja com a luz de maneira diferente, em função de sua concentração e natureza. A presença desses componentes na coluna d'água é responsável pelas modificações em sua cor, pois eles absorvem ou espalham seletivamente a luz incidente (ALCÂNTARA, 2007b).

Nesse sentido, o coeficiente de absorção dos principais constituintes presentes na água em comparação com a água pura foi verificado por Bukata et. al. (1991), observaram que o coeficiente de absorção dos sólidos suspensos apresenta-se maior em comprimentos de onda menores, decrescendo até um pico mínimo próximo a 570nm e aumentando novamente (Figura 1)

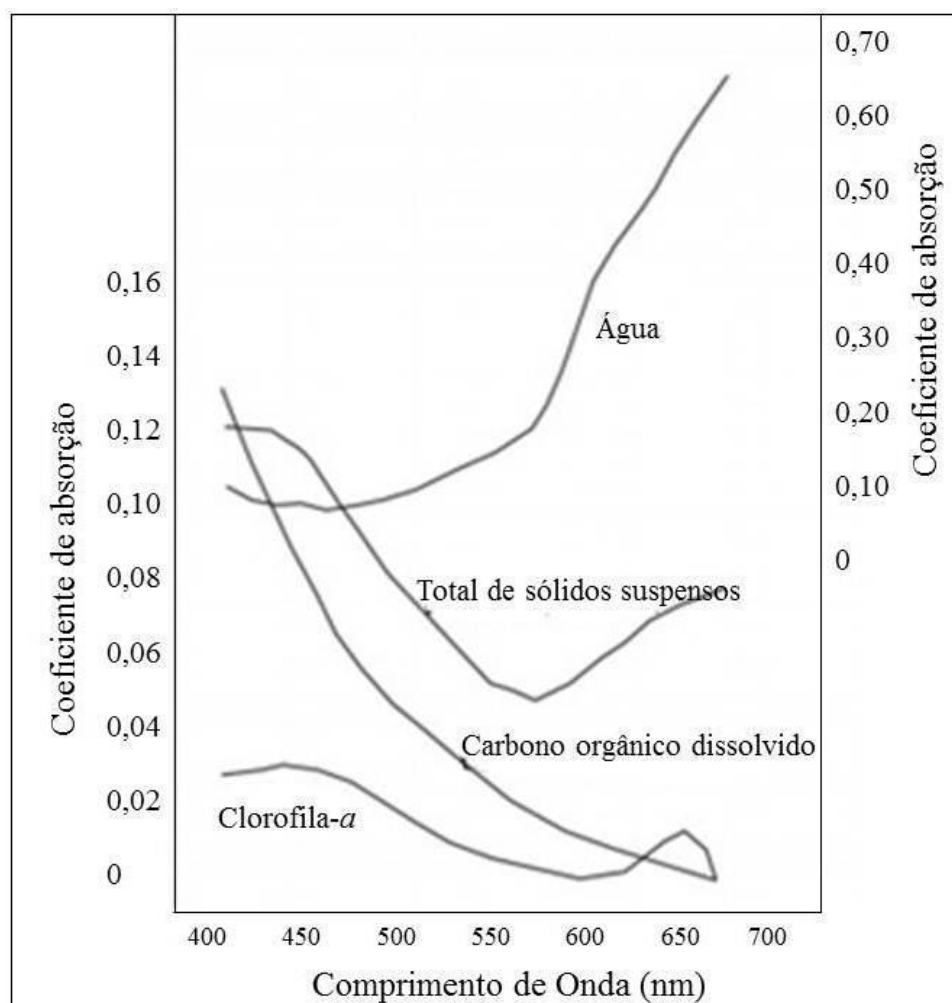


Figura 1: Coeficiente de absorção dos principais constituintes presentes na água.

Fonte: Bukata et. al. (1991).

As propriedades ópticas da água têm-se mostrado um ótimo instrumento para o monitoramento de alguns parâmetros da qualidade d'água, tais como turbidez, pigmento de algas, matéria orgânica ou para a detecção de derramamento de petróleo. No entanto essas observações em ecossistemas aquáticos continentais geralmente têm sido limitadas a estudos pontuais (VILLAR et al., 2011, p. 5357).

Segundo Santos e Kampel (2011) as propriedades ópticas da água são

caracterizadas e definidas pela coloração que é observada no monitoramento, dessa forma podem ser classificadas as propriedades ópticas aparentes e inerentes. As propriedades ópticas inerentes medem o comportamento da luz nas frações particulada e/ou dissolvida da água, onde os valores desses coeficientes dependem da concentração e tipo de substâncias opticamente ativas. Enquanto que propriedades ópticas aparentes são afetadas tanto pela composição do corpo d'água quanto pelas características do campo de luz incidente sobre a água, os coeficientes possuem valores de grandezas que podem modificar-se com alterações no campo de luz incidente sobre a água.

O comportamento espectral da água pode ser verificado por meio dos processos de absorção e espalhamento da radiação no interior do corpo hídrico, onde a radiação detectada pelo sensor fornece informações sobre características físico-químicas e biológicas da área estudada. Nesse sentido, os estudos de comportamento espectral da água baseiam-se na aquisição de dados espectrorradiométricos e dados *in situ* de parâmetros de qualidade da água, como sólidos em suspensão e clorofila *a*, concentrando-se, principalmente, na faixa espectral correspondente à radiação fotossinteticamente ativa, entre 350 e 700nm (FERREIRA; PEREIRA FILHO, 2009).

Os coeficientes de absorção e espalhamento estão relacionados à concentração e o tipo de material suspenso ou dissolvido na água, já que essas substâncias opticamente ativas presentes na água podem afetar o seu espectro de absorção e espalhamento (BARBOSA et al., 2003). A absorção é seletiva e influenciada pelos componentes dissolvidos e em suspensão na água, e o espalhamento pode ser tanto seletivo ou não seletivo, sendo provocado pela própria água e pelas partículas em suspensão.

Nos ecossistemas aquáticos a quantidade de sedimentos em suspensão, pigmentos fotossintetizantes, matéria orgânica dissolvida e as moléculas de água, são os principais agentes que atuam sobre as propriedades ópticas inerentes da água, sendo chamados de constituintes opticamente ativos (COAs). Dessa forma a radiação visível de um corpo natural de água é determinada pelas propriedades ópticas inerentes a partir dos constituintes opticamente ativos (COAs) que se encontram dentro da água (BINDING et. al., 2008).

O sensoriamento remoto da cor da água é realizado com o uso de sistemas de sensores passivos, com campo de visão estreito, capaz de monitorar o fluxo radiométrico que chega a seus detectores em diferentes comprimentos de onda nas faixas do visível e do infravermelho próximo do espectro eletromagnético (KAMPEL; NOVO, 2005, p.179).

Barbosa (2005) entende que a parte da radiação que é absorvida se transforma em energia que aquece o corpo d'água ou é utilizada pela fotossíntese, enquanto a radiação que entra em contato com as partículas dentro do corpo d'água é espalhada e altera os comprimentos de onda da radiação que chega ao sensor. A magnitude dessas propriedades é diretamente influenciada pela composição da massa de água.

O aumento da concentração de partículas suspensas em um corpo d'água traz como consequência o aumento do coeficiente de retroespalhamento. Assim ocorre uma relação diretamente proporcional entre o fluxo de energia detectado pelo sensor e o coeficiente de retroespalhamento, enquanto uma relação inversamente proporcional ocorre para o coeficiente de absorção (NOVO, 2001).

Através de medições da óptica aparente, é possível determinar a intensidade da radiação solar e sua composição espectral, ou a característica do ambiente de luz subaquático, ao longo da coluna d'água. Dessa forma, por meio da óptica aparente, tem sido possível realizar estimativas de biomassa fitoplanctônica (algas microscópicas) em águas marinhas superficiais, por meio de sensoriamento remoto, a partir da análise das ondas de luz que sofrem reflexão nesses ambientes (SANTOS; KAMPEL, 2011, p.11).

Uma das questões fundamentais para a interpretação das informações de sensores remotos é a de atribuir significado às diferentes “cores” com as quais os objetos da superfície são registrados. A cor da água pode ser interpretada como um indicador de suas propriedades químicas, podendo, no caso de ecossistemas de várzea, ser considerada também como indicadora da produtividade biológica (KAMPEL; NOVO, 2005).

O efeito das diferenças entre as composições das substâncias opticamente ativas presentes na água resulta em propriedades ópticas inerentes de absorção e o espalhamento da radiação eletromagnética, indicando a distinção de assinaturas espectrais para cada tipo de água. A radiação absorvida pela água é máxima em maiores comprimentos de onda como o vermelho e o infravermelho, decrescendo em direção a

região do azul. Esse coeficiente é influenciado tanto pelas próprias moléculas de água como pelas substâncias húmicas dissolvidas, organismos clorofilados e partículas em suspensão (TRENTIN, 2009).

3.4.1 Constituintes opticamente ativos da água

O total de sólidos em suspensão (TSS) é caracterizado por todo material particulado em suspensão na água e que não passa por um filtro de 0,45 μm , e entre os constituintes na coluna d'água, o TSS é o componente de maior peso no comportamento óptico da água. Este é constituído da matéria orgânica viva (fitoplâncton), da matéria orgânica morta (detritos) e da matéria inorgânica. A soma dos componentes da matéria orgânica morta (detritos) e matéria inorgânica do TSS são denominadas de tripton ou fração não algal (BARBOSA, 2005).

A carga sólida (Totais Sólidos em Suspensão - TSS) é considerada um dos maiores problemas nos ecossistemas aquáticos, pois dificulta a passagem da luz na água podendo alterar processos ecológicos, como o da fotossíntese. Essa carga sólida representa o resultado das atividades do metabolismo aquático e das atividades desenvolvidas no meio terrestre ao entorno do corpo hídrico. Assim no contexto dos programas de monitoramento da água a utilização de sensoriamento remoto para o estudo da qualidade da água tem tido destaque, e baseia-se no fato de que elementos, tais como material orgânico e inorgânico, em suspensão e dissolvido, alteram as características espectrais da água (WACHHOLZ, 2007).

A turvação é um tipo de efeito óptico apresentado na água, e está relacionada com a concentração de sólidos suspensos totais (TSS), e a forma e tamanho dos outros elementos impuros nela presentes. Assim quando a luz incidente em um líquido contendo sólidos em suspensão é monocromática, sua dispersão é induzida pelos sólidos suspensos atenuando a intensidade da luz. A quantidade de atenuação indica o grau de turvação do líquido (SHUISEN et al., 2009, p. 119).

De acordo com Alcântara et al. (2007a) a turbidez é uma propriedade óptica da água que caracteriza a redução ou falta de luz na coluna d'água devido à presença de partículas suspensas. Nesse sentido a turbidez está relacionada principalmente a presença de partículas inorgânicas com origem no processo erosivo do solo na bacia

hidrográfica e da ressuspensão do sedimento de fundo do corpo hídrico, sendo estes os responsáveis pela cor verdadeira da água e o material em suspensão pela sua cor aparente.

Goodin et. al. (1993) estudaram os sólidos em suspensão através da resolução espectral. Em suas análises a forma das curvas permanece semelhante em toda a faixa (400-900nm), porém a amplitude entre a reflectância máxima e a feição de absorção aumenta. Também foi verificado um deslocamento do máximo de reflectância em direção aos maiores comprimentos de onda e maior distanciamento entre as curvas na faixa entre 550-700nm. Na Figura 2 é apresentada a variação das curvas de reflectância de um corpo d'água em função do acréscimo da concentração de material em suspensão.

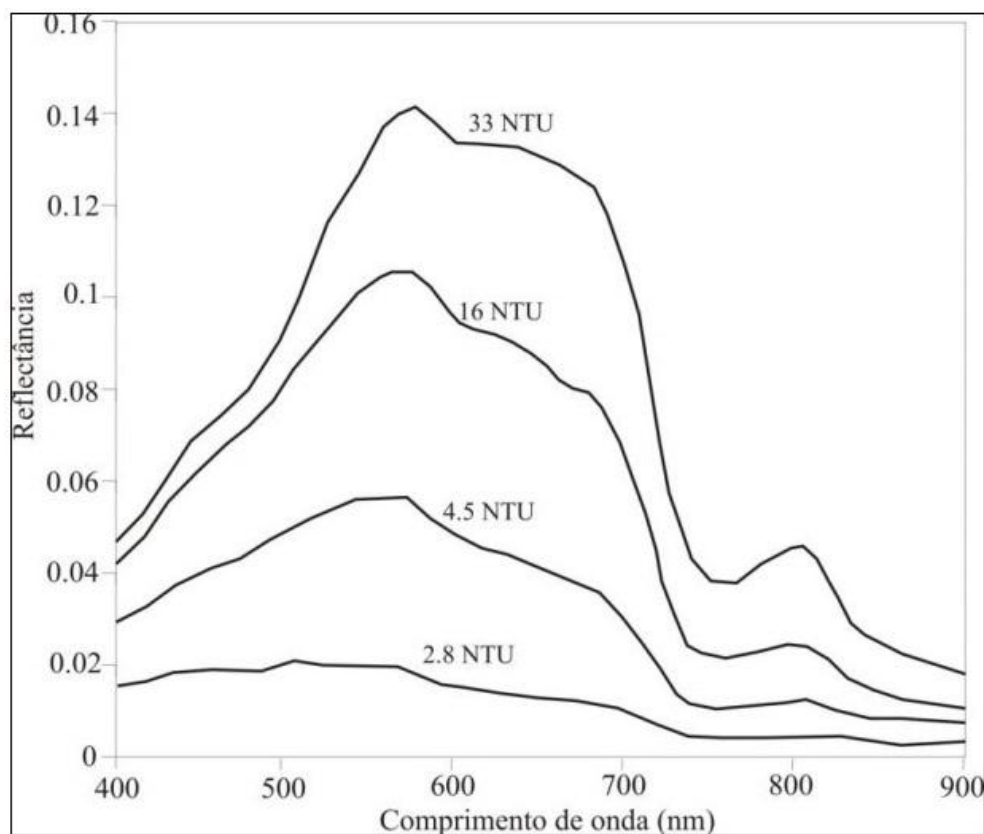


Figura 2: Curvas espectrais com diferentes concentrações de sedimentos em suspensão medidos em Unidade de Turbidez Nefelométrica (NTU).

Fonte: Adaptado de Goodin et. al. (1993).

Em águas muito turvas, geralmente, a produção primária se torna baixa, porque não há uma penetração eficiente da luz na água. No entanto, em alguns sistemas aquáticos amazônicos, mesmo tendo uma alta turbidez, a produtividade do sistema não

fica tão comprometida porque a comunidade de macrófitas aquáticas do sistema mantém a produtividade. Em alguns casos até aumenta a produtividade primária (ESTEVES, 1998).

A origem do material particulado inorgânico em suspensão está associada aos minerais provenientes de rochas ou solos dentro da bacia hidrográfica do corpo hídrico. Esses minerais normalmente são carreados para os corpos d'água por ação do vento ou da chuva, os sólidos em suspensão também podem ter origem da ressuspensão ou erosão do fundo, dos detritos inorgânicos como de conchas carbonáticas de moluscos e carapaças silicosas de certas algas planctônicas. Assim as características ligadas à sua constituição mineralógica, ao tamanho das partículas e concentração estão inter-relacionadas e desempenham importante papel na determinação do comportamento espectral resultante (MANTOVANI, 1993).

As altas concentrações de sólidos presentes nos ecossistemas aquáticos podem causar danos à vida aquática quando ocorre a sedimentação ou retenção de bactérias e resíduos no leito desses corpos d'água causando a mortandade de organismos que fornecem alimentos aos peixes (TRENTIN, 2009, p. 20).

O TSS compõe dois tipos diferentes de sedimentos em suspensão, os orgânicos (SOS) e inorgânicos (SIS). Onde os sedimentos orgânicos em suspensão estão relacionados principalmente à cor da água, e nesse sentido a alteração da cor da água deve-se a forte absorção da radiação eletromagnética nos menores comprimentos de onda da faixa do visível, principalmente na região do azul. Assim, com várias bandas de absorção sobrepondo-se, estes compostos apresentam uma curva de absorção semelhante à matéria orgânica dissolvida, com valores altos no ultravioleta e azul, decrescendo até o verde e valores muito baixos no vermelho (NOVO, 2001).

A matéria orgânica dissolvida no meio aquático interfere no coeficiente de absorção do fluxo de energia, alterando a cor da água pura. Mobley (2004) citado por Trentin (2009) descreve a curva de absorção da matéria orgânica ou substância amarela, onde estas substâncias absorvem muito pouco na região do vermelho, aumentando nas faixas de menores comprimentos de onda, podendo se apresentar significante no azul e ultravioleta.

Assim o aumento da concentração da matéria orgânica na água como em áreas litorâneas ou interiores, onde pode ocorrer o carreamento de solo para o interior do corpo de água, leva a curva espectral tender a deslocar o máximo de reflectância que ocorreria na região do azul para as regiões do verde e vermelho, fazendo com que a cor da água passe a se apresentar amarelada (NOVO, 2001).

O fitoplâncton é um dos elementos responsáveis pela absorção da luz no meio aquático em função dos elementos utilizados para a fotossíntese, principalmente a clorofila-*a*. Assim, as propriedades de absorção do fitoplâncton fazem com que o aumento da concentração de algas acarrete na diminuição da reflectância da água na região do azul, passando o máximo de reflectância para a região do verde e um aumento da energia refletida no vermelho devido à fluorescência de clorofila-*a* (BARBOSA, 2005).

Nesse sentido, o comportamento espectral da água é afetado pela presença de sólidos em suspensão, matéria orgânica e fitoplâncton. Como o aumento da concentração de sólidos em suspensão pode ocasionar variação da reflectância e o deslocamento do máximo de reflectância para os comprimentos de onda mais longos. E devido a essa característica a região mais sensível quanto à presença de sólidos em suspensão, é a região compreendida entre o verde e o vermelho (WACHHOLZ, 2007).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A aplicação do sistema de monitoramento de qualidade da água através de imagens digitais ocorreu em dois corpos hídricos no sul do estado de Minas Gerais, o reservatório da REPI pertencente a fábrica da Imbel, unidade Itajubá (Figura 3 e 4), nas coordenadas (22°33'9.87"S e 45°21'54.96"O) localizado no município de Wenceslau Braz e no lago do campus da UNIFEI - Universidade Federal de Itajubá localizado na cidade de Itajubá (Figura 5 e 6) nas coordenadas (22°24'41.67"S e 45°27'4.49"O). De acordo com IBGE (1992), essa região apresenta uma topografia íngreme, está inserida no Domínio Mata Atlântica, onde pode ser observada Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual. O clima é influenciado pela Serra da Mantiqueira, sendo caracterizado por temperatura média anual de 13,6°C e, total médio anual de precipitação superior a 1500 mm com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, apenas decrescendo no período de inverno.

O volume do reservatório da REPI é mantido por dois rios, o rio de Bicas e o rio Comprido, sendo responsável pela geração da energia consumida na planta industrial da Imbel na cidade de Itajubá. O reservatório tem um grande valor ecológico, pois abriga uma grande diversidade de espécies da fauna e flora na Mata Atlântica. O lago no campus da UNIFEI possui aproximadamente uma área total de 12.400 m², constituindo 9.706 m² de área inundada (lago) e 2.695 m² a porção de terra correspondente à presença de uma ilha, tem valor paisagístico e também ecológico. O volume do lago é mantido por um pequeno riacho cuja nascente está localizada no bairro Pinheirinho, nas proximidades do campus da universidade. Atualmente o lago vem passando por um processo de revitalização, pois estava eutrofizado devido ao grande aporte de nutrientes ocasionado pelas fezes das aves que habitavam a sua ilha.

O aumento do aporte de sedimentos tem contribuído para o processo de eutrofização de muitos corpos hídricos em todo Brasil. Diante desse fato, são importantes as ações que visem o monitoramento dos ecossistemas aquáticos e que possibilitem a tomada de decisões no gerenciamento dos recursos hídricos.

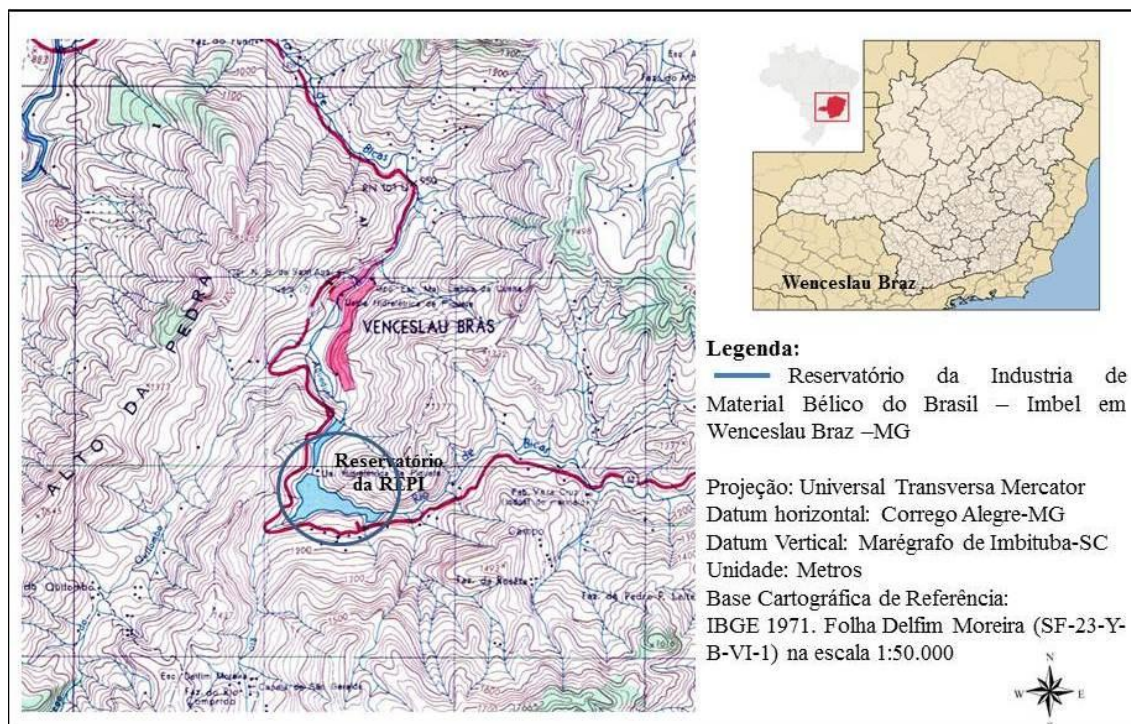


Figura 3: Reservatório da Indústria de Material Bélico do Brasil - Imbel em Wenceslau Braz-MG.
 Fonte: IBGE, 1971.



Figura 4: Detalhe do reservatório da Indústria de Material Bélico do Brasil - Imbel em Wenceslau Braz-MG.

Fonte: O autor.

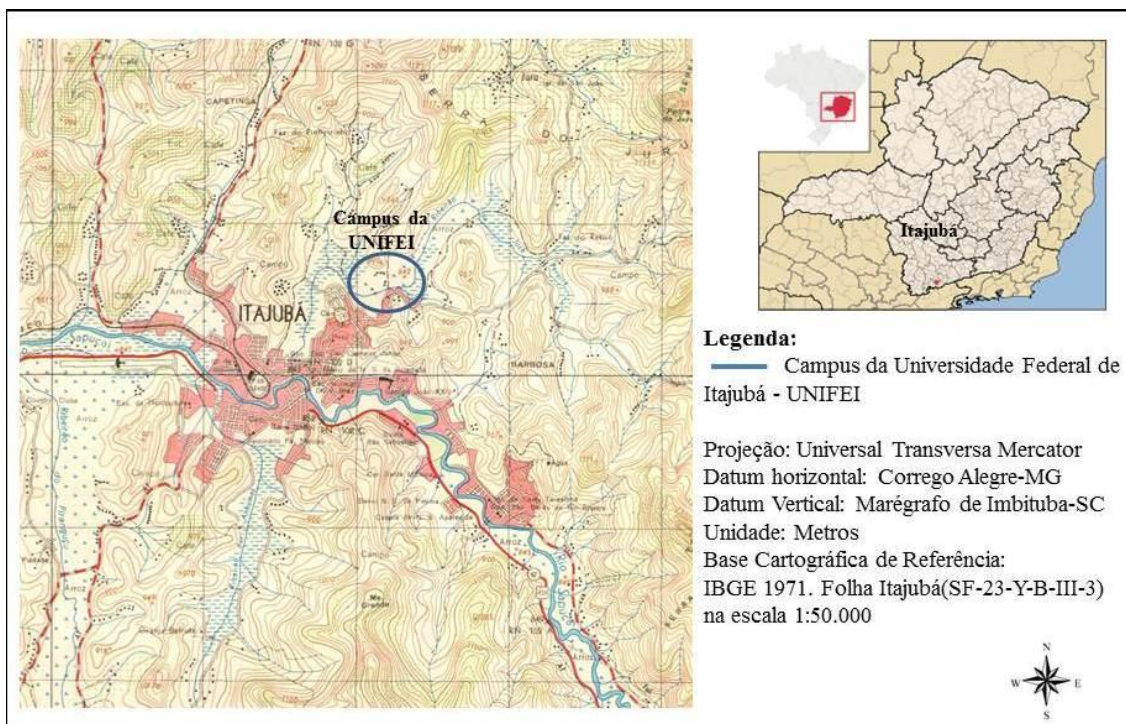


Figura 5: Campus da Universidade Federal de Itajubá-MG.
 Fonte: IBGE, 1971.



Figura 6: Lago do campus da UNIFEI, (A) foto tirada em outubro de 2013 antes das obras de revitalização; (B) foto tirada em abril de 2014 já com as obras de revitalização.
 Fonte: O autor.

4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE MONITORAMENTO PROPOSTO

O sistema proposto para monitoramento contínuo de qualidade da água através de imagens digitais foi montado em um braço com 3,0m de comprimento formado por tubos de conexão em aço que foi fixado as margens dos locais de estudo, o braço formado por tubos de conexão suportou as seguintes cargas uteis: um braço osciloscópico e um módulo de câmera digital.

O braço osciloscópico que tem a função de estabilizar a câmera de modo a permitir que a imagem gerada tenha qualidade e os requisitos necessários para que seja utilizada como fonte confiável para a realização dos estudos e para as etapas de georreferenciamento das imagens (Figura 7).

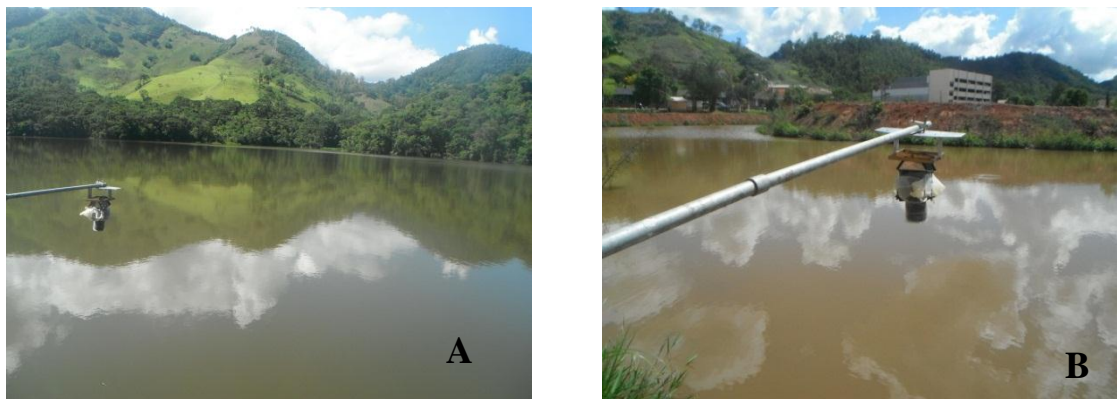
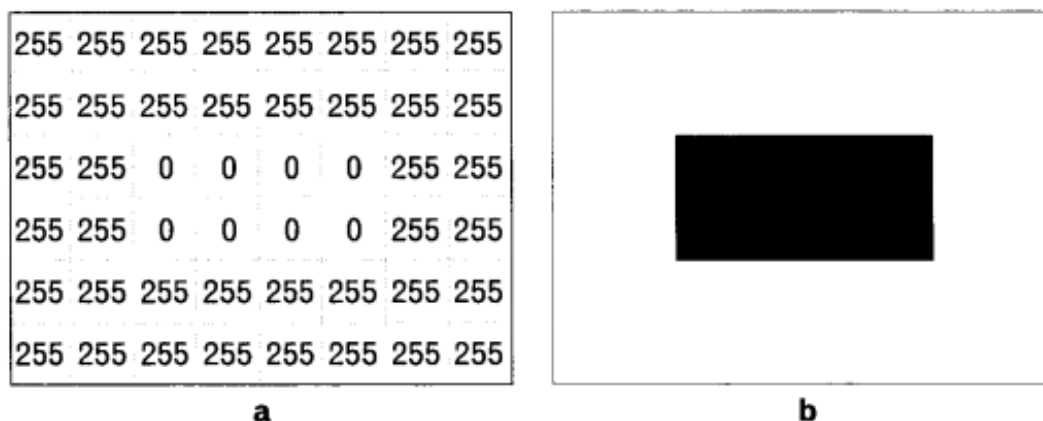


Figura 7: Sistema de tubos de conexões fixados para obtenção das imagens digitais. (A) no reservatório da REPI; (B) no lago do Campus da UNIFEL.

Fonte: O autor.

4.3 ESTIMATIVAS DOS PARÂMETROS OPTICAMENTE ATIVOS

A imagem digital é constituída por elementos sob a forma de grade regular, onde as unidades dessa grade possuem sua localização determinada por um sistema de coordenadas “x” e “y”, representados por colunas e linhas, respectivamente. Na imagem o menor elemento da grade é chamado de pixel, que representa uma área da superfície fotografada. Cada pixel está associado a um valor numérico que indica a intensidade da luz refletida ou calor emitido, e é denominado de nível de cinza – **NC** – ou digital number – **DN**, com variação entre 0 e 255 (8 bits), apresentando tonalidades de cinza que vão do preto (nível mínimo) ao branco (nível máximo), como pode ser observado na figura 8.



(a) imagem hipotética composta pelos NCs mínimo e máximo; e
(b) tonalidades preto e branco correspondentes.

Figura 8: Representação da grade regular da imagem digital e os valores dos números digitais em cada pixel.

Fonte: IBGE, 2001.

Os valores de níveis de cinza ou números digitais, radiância e reflectância estão intimamente ligados entre si. Assim, a reflectância de um determinado ponto pode ser dado pela análise da banda espectral. Desse modo, para a análise dos parâmetros opticamente ativos da água foi utilizado neste estudo, o método de avaliação dos sólidos em suspensão baseado na razão das bandas espectrais, que se constituem de realces resultantes da divisão de valores de níveis de cinza de uma determinada banda espectral (m) pelos valores correspondentes em outra banda (n) pixel a pixel (Equação 1). Este mesmo método também pode ser utilizado para a estimativa da concentração da clorofila-*a* a partir de sensoriamento remoto, a razão de bandas é uma técnica muito utilizada para discriminação das variações espectrais súbitas na cena, que são mascaradas pelas variações de brilho em uma banda espectral individual, ou nas composições coloridas padrão (DEKKER, 1993 apud. ENNES, 2008). A maior vantagem da razão de bandas é que preserva as características espectrais das feições da imagem, desconsiderando as variações decorrentes de condições de iluminação da cena.

$$R_{mn}(x, y) = \frac{P_m(x, y)}{P_n(x, y)} \quad (1)$$

Onde as constantes P_m e P_n representam os valores de números digitais obtidos pelas banda espectrais das propriedades ópticas da água para a análise de sólidos em

suspensão.

Neste estudo a concentração de totais de sólidos em suspensão foi avaliada por meio dos valores de números digitais obtidos para as bandas espectrais RGB. Sendo que, os cálculos da razão de bandas espectrais para as imagens digitais a faixa espectral do vermelho sempre foi utilizada para o numerador e a faixa espectral do verde ou do azul utilizada para o denominador. Segundo Richard et al. (1997) em águas continentais e costeiras as concentrações elevadas de sedimentos suspensos resultam em alta refletância na região vermelha do espectro, e limita o uso da faixa espectral de 670nm que corresponde ao vermelho para correções das imagens digitais.

4.4 SIMULAÇÃO DE TOTAL DE SÓLIDOS SUSPENSOS (TSS) E AQUISIÇÃO DAS IMAGENS DIGITAIS EM LABORATÓRIO

Para que fosse possível a realização do experimento em campo, foram necessárias algumas simulações em laboratório com a câmera digital CANON EOS D60 para investigar o melhor modo de utilização das imagens digitais para quantificação da turbidez e a concentração de TSS. O tempo de abertura e exposição da câmera pode ser configurado pelo operador. Em modo manual, o tempo de exposição e da abertura do obturador pode ser selecionado, definindo a quantidade de luz que é transmitida ao fazer a tomada de cena. Em modo programado a câmara mede a luz incidente e ajusta automaticamente o tempo de exposição. Segundo Goddijn-Murphy e White (2006) não foi encontrada uma constante para o tempo de abertura e exposição do obturador em modo automático para cenas no meio aquático. No entanto, o valor de resposta observado variou entre F 1/400s e F 1/500s dependendo das condições da cena. Devido à proposta de monitoramento contínuo para concentração de TSS deste estudo, optou-se em deixar o tempo de abertura e exposição do obturador da câmera em modo automático.

Amostras de solo representativas da região e que potencialmente seriam carregados para os corpos d'água foram coletadas, processadas e peneiradas em peneira de malha 0,053mm para obter a fração mais fina de argila do solo. Uma parte da argila obtida do processo anterior foi seca por 24 horas em estufa a 105°C para obter apenas a sua porção inorgânica. As duas frações da argila adquiridas no processo de

peneiramento e secagem foram pesadas e cada uma dessas frações distribuídas em 18 amostras com variação de 0,03 a 2,00g/L (Tabela 1), afim de obter a relação do total de sólidos suspensos e imagens digitais. As amostras foram distribuídas da seguinte forma:

- Amostra 1 a 6 com 0,03g de argila;
- Amostra 7 a 11 com 0,05g de argila;
- Amostra 12 a 16 com 0,1g de argila;
- Amostra 17 a 18 com 0,5g de argila.

Um tripé foi posicionado para suportar a câmera digital CANON EOS D60, a distância entre a lente da câmera e do alvo foi de 90cm, o Field of View – FOV apresentado foi de $22^{\circ}92'$ e o valor do Instantaneous Field of View – IFOV foi de $0,8^{\circ}$. O alvo, um Becker de 1000mL, de área 113cm^2 , contendo água destilada foi preparado e, a argila adquirida anteriormente foi misturada a água gradualmente, obtendo assim, a variação de TSS entre 0,03 até 2,00g/L. Para cada concentração preparada, foram feitas 2 tomadas de cena com a câmera digital sempre em modo automático, para cada concentração uma cena foi utilizando o filtro polarizador (Figura 9). A turbidez de cada amostra foi mensurada com o auxílio de um turbidímetro de bancada. Este procedimento foi realizado para as duas frações de argila adquirida no processo de peneiramento e secagem.

As imagens obtidas nas simulações para cada concentração foram extraídas para o computador e abertas em um visualizador gráfico, uma área da imagem isenta de bolhas e irregularidades foi escolhida como exemplo representativo. Por meio do software Envi 4.5, as imagens selecionadas para representar cada concentração de TSS foram decompostas em bandas (azul, verde e vermelho) para obtenção dos números digitais correspondentes a cada concentração de TSS, criando assim, um modelo empírico para TSS em função do imageamento. Os procedimentos para a realização das simulações em laboratório estão representados na figura 10.



Figura 9: Esquema de aquisição das imagens digitais.
Fonte: O autor.

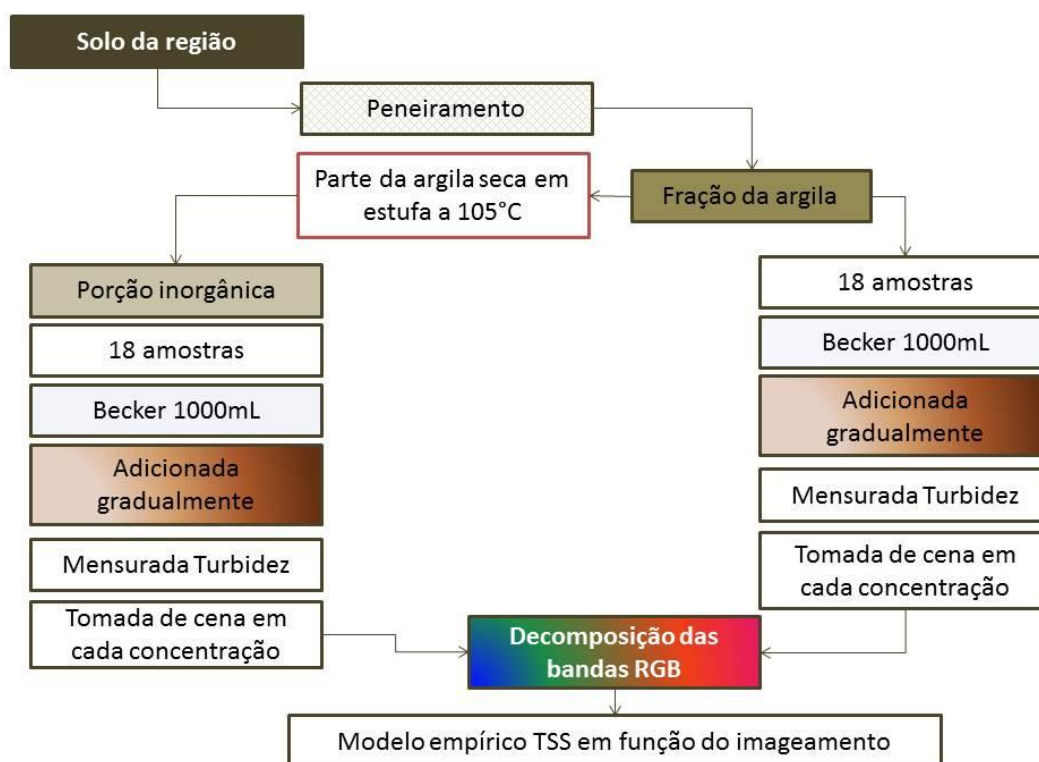


Figura 10: Fluxograma dos procedimentos para aquisição relação TSS e imagens digitais realizados em laboratório.
Fonte: O autor.

4.5 AQUISIÇÃO DE IMAGENS EM CAMPO

Com a realização das simulações em laboratório e a obtenção do modelo empírico a partir das relações espectrais contidas nas imagens digitais e a concentração de TSS, o próximo passo foi a realização de uma campanha para a aquisição de imagens digitais *in situ* para o reservatório da REPI e o lago do campus da UNIFEI, as campanhas foram realizadas sempre após um período de chuvas, para analisar a carga de TSS. Os dados de precipitação acumulada para os meses da campanha foram obtidos do INMET por meio da estação meteorológica de São Lourenço-MG.

A aquisição das imagens no reservatório da REPI ocorreu no dia 18 de dezembro de 2013, entre as 11 e 13 horas, por apresentar ângulo solar próximo a nadir, o céu neste dia estava poucas nuvens e sol claro. A câmera digital CANON EOS D60 foi posicionada no braço osciloscópico que garante a estabilidade as imagens, o braço osciloscópico foi fixado ao tubo de conexão em aço, e este preso junto a barragem do reservatório da REPI, localizada na sua porção norte. Posicionada a câmera, as tomadas de cenas foram programadas dentro de um intervalo de 10 minutos e ao mesmo momento da aquisição dessas imagens foi mensurado na superfície o total de sólidos suspensos do reservatório por meio de uma sonda CTD Valeport Limited 606 devidamente calibrada.

Já a aquisição das imagens no lago do campus da UNIFEI ocorreu em 16 de abril de 2014, também entre as 11 e 13 horas, o céu apresentava poucas nuvens e sol claro. O tubo de conexão em aço com o braço osciloscópico e a câmera digital já fixado foi posicionado na porção sul do lago. Como no caso anterior, também foram realizadas tomadas de cenas programadas dentro de um intervalo de 10 minutos e mensuração do total de sólidos suspensos do lago por meio do turbidímetro Orbeco-Hellige modelo 966.

As imagens obtidas em campo foram extraídas para o computador e abertas em um visualizador gráfico, a área da imagem isenta de bolhas e irregularidades foi escolhida para ser analisada. Por meio do software Envi 4.5, as imagens adquiridas foram decompostas em bandas (azul, verde e vermelho) para obtenção dos números digitais correspondentes a concentração de TSS para os dois corpos d'água estudados. E através do modelo empírico adquirido para TSS em função do imageamento quantificar os valores da turbidez da água e a concentração de TSS para estes locais.

4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Na busca por procedimentos e métodos estatísticos que possam auxiliar na interpretação e comparações entre as relações espectrais contidas em imagens digitais e variáveis limnológicas, como a concentração de TSS, tem-se utilizado análises estatísticas como correlações e regressões.

A avaliação do melhor modo de utilização das imagens digitais foi verificada por meio do teste *t* Student, que é o método mais utilizado para se avaliarem as diferenças entre as médias de dois grupos. Optou-se por utilizar um erro médio de 5% correspondente a um nível de significância $\alpha = 95\%$. Neste teste, quando o valor do *t* calculado a partir do dado de correlação encontrado entre duas variáveis é maior que o valor encontrado na tabela *t* Student, pode-se afirmar que a correlação entre os dados é estatisticamente significativa (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

A técnica de correlação de *Pearson* foi utilizada para obter um modelo empírico a partir da relação entre os dados da concentração de TSS com os valores dos níveis de cinza das relações espectrais contidas nas imagens digitais. Este procedimento foi realizado por meio do software Sigmaplot 11 e mede o quanto duas variáveis tendem a variarem juntas. O valor do resultado para as diferentes formas de demonstração dos dados estará sempre entre -1 (correlação negativa) e +1 (correlação positiva), sendo o valor 0 (zero) ausência de correlação.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 TEMPO DE EXPOSIÇÃO E ABERTURA DO OBTURADOR

Não foi encontrada uma constante para o tempo de abertura e de exposição do obturador para as tomadas de cenas em laboratório. O tempo de exposição foi sempre maior para as imagens com filtro polarizador e com a posição do ângulo do Sol e com o aumento da cobertura de nuvens. O solo contendo partículas orgânicas e inorgânicas, as imagens digitais sem uso do filtro polarizador o tempo de exposição e de abertura do obturador variou de 1/750s e F11.0, 1/500s e F8.0, 1/350s e F6.7, 1/180s e F5.6, 1/125s e F5.6, respectivamente, dependendo das condições de nuvens. As imagens digitais para solo contendo partículas orgânicas e inorgânicas fazendo o uso do filtro polarizador o tempo de exposição e abertura do obturador variou de 1/500s e F8.0, 1/350s e F6.7, 1/250s e F5.6, 1/180s e F5.6, 1/125s e F5.6, 1/90s e F5.6, 1/60s e F5.6, 1/45s e F5.6, respectivamente.

Na obtenção das imagens digitais para o solo contendo partículas inorgânicas as imagens digitais sem o uso do filtro polarizador o tempo de exposição e de abertura do obturador variou de 1/750s e F11.0, 1/500s e F11.0, 1/350s e F9.5, respectivamente. Fazendo o uso do filtro polarizador as imagens digitais apresentaram tempo de exposição e abertura do obturador de 1/350s e F9.5, 1/250s e F8.0, 1/180s e F6.7, respectivamente.

As imagens digitais obtidas em campo, no reservatório da REPI apresentaram tempo de exposição e de abertura do obturador de 1/350s e F6.7, 1/180s e F5.6, 1/125s e F5.6, 1/90s e F5.6, respectivamente.

Goddijn e White (2006) em seus estudos verificaram que a câmera no modo automático, a constante do tempo de abertura e exposição do obturador apresentou bons valores de resposta radiométrica, no entanto essa constante em 1/400s foi a que apresentou valores com maior consistência. Nesse sentido, é recomendável pelos autores sempre que possível manter uma constante para o tempo de exposição e abertura do obturador devido a dependência das bandas espectrais e a cor da água.

5.2 RELAÇÃO ENTRE NÚMEROS DIGITAIS E TSS

Foi verificado que o TSS tem influência no comportamento espectral da água, seu aumento ocasiona uma maior reflexão nos comprimentos de onda maiores entre a faixa do vermelho. A água com uma baixa concentração de TSS a banda espectral do azul é a que apresenta maior reflectância em relação as bandas espectrais de comprimentos de ondas maiores, como o verde e o vermelho. A medida que foi aumentada a concentração de TSS a banda espectral vermelho passou apresentar melhor resposta espectral. Nas análises de Goodin et. al. (1993) sobre sólidos em suspensão revela uma maior reflectância entre as curvas na faixa espectral entre 550-700nm, correspondente as bandas do verde e vermelho corroborando com os resultados desse estudo. Breunig et al. (2007) também observaram que os comprimentos de ondas maiores apresentaram reflectância mais elevada com o aumento da concentração de TSS ao estudar o comportamento óptico da água no reservatório Rodolfo Costa, Rio Grande do Sul. Ainda é verificado aumento na direção ao infravermelho Novo (2001) e Curran e Novo (1988). Hellweger et al. (2004) também encontraram uma correlação significativa entre TSS e a banda espectral do vermelho (3) do Landsat TM o que pode explicar uma maior correlação com a banda espectral na faixa do vermelho encontrada nesse estudo.

O comportamento das bandas espectrais vermelho, verde e azul ao incremento do total sólidos suspensos pode ser observado no anexo 1.

5.3 RELAÇÃO ENTRE TURBIDEZ E TSS

Os valores de turbidez mensurados no experimento estão dispostos na tabela 1. A turbidez apresentou uma correlação forte com a concentração de total de sólidos suspensos na água e, essa relação pode ser verificada pela relação linear obtida entre TSS e turbidez NTU (Figura 11), com um coeficiente de correlação R de 0,992.

Tabela 1: Valores mensurados de turbidez NTU para as diferentes concentrações de totais de sólidos em suspensão.

Fonte: O autor.

Massa adicionada(g)	Massa acumulada (g)	Volume total (mL)	Turbidez NTU
0,03	0,03	1000	6,6
0,03	0,06	1000	12,9
0,03	0,09	1000	19,7
0,03	0,12	1000	25,5
0,03	0,15	1000	32,1
0,05	0,2	1000	41
0,05	0,25	1000	53
0,05	0,3	1000	59,6
0,05	0,35	1000	68,7
0,05	0,4	1000	76,3
0,1	0,5	1000	99
0,1	0,6	1000	113,2
0,1	0,7	1000	126,1
0,1	0,8	1000	149,3
0,1	0,9	1000	176,2
0,1	1	1000	219
0,5	1,5	1000	268
0,5	2	1000	330,1

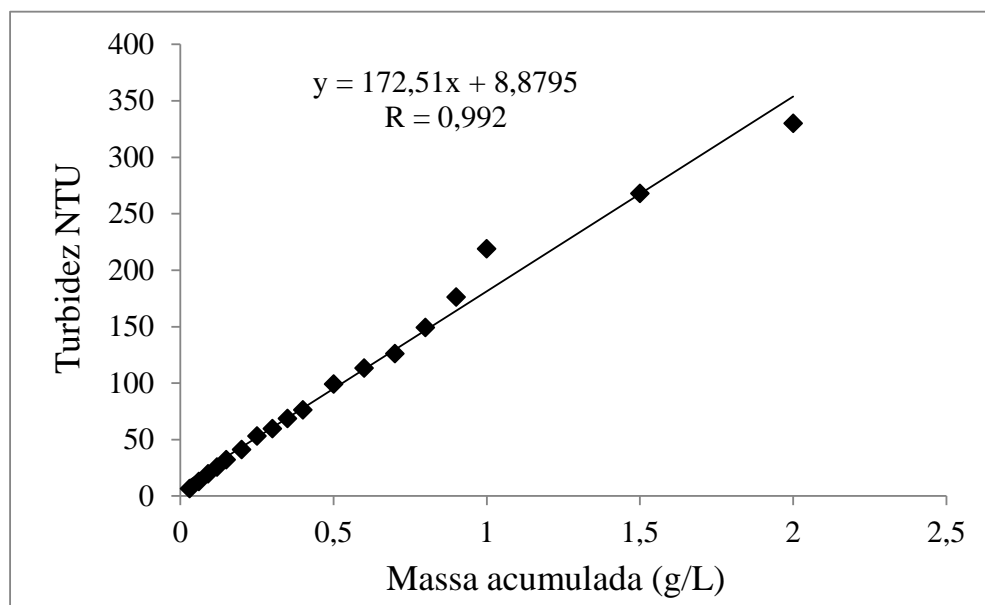


Figura 11: Relação entre turbidez NTU e TSS.

Fonte: O autor.

Apesar de ser encontrada uma correlação forte entre Turbidez e TSS, deve-se ter cuidado, pois podem ocorrer interpretações errôneas, principalmente se a água da região de estudo for de diferentes mananciais, pois o tamanho, forma e refletividade das

partículas em suspensão são propriedades ópticas importantes que podem influenciar nos valores de leituras. Segundo Medeiros et al. (2010) cada manancial representa uma situação específica, devido a fatores naturais de sua bacia hidrográfica, entre os quais podemos destacar: a geologia, geomorfologia, pedologia, cobertura vegetal natural, uso do solo e fatores climáticos, dentre outros. Estes fatores podem influenciar as variáveis físico-químicas nos ecossistemas aquáticos.

Nesse sentido, pode ser observada em diferentes estudos a influência destas características da bacia hidrográfica sobre as variáveis físico-químicas, como a turbidez. Souza et al. (2013) em seus estudos verificaram que os valores de turbidez para bacia do Rio Negro-MS variou entre 13,67 a 140,46 NTU entre as estações seca e chuvosa. Para a bacia do rio Sorocaba-SP, Smith e Petrere (2000) observaram turbidez entre 1,5 a 50 NTU entre as estações seca e chuvosa. Silva et al. (2008) estudando o Rio Purus no estado do Amazonas mensurou valores entre 15 e 80 NTU.

Nos estudos de duas pequenas bacias hidrográficas em Santa Maria, Rio Grande do Sul realizados por Carvalho, et al. (2004) foi obtido para um valor médio de turbidez de 554 NTU para uma ampla faixa de valores de concentração de sedimentos em suspensão, variando desde 952 mg/L até 6841 mg/L para a estação Menino Deus II. No mesmo estudo também foi observada para a estação Alto da Colina II uma ampla faixa de variação de concentração de sedimento em suspensão que foi desde 940 mg/L até 3177 mg/L e valor médio de turbidez foi de 591 NTU. No entanto, segundo Carvalho et al. (2004) estudos têm mostrado que as medidas de turbidez para avaliar a concentração de sedimentos em suspensão podem apresentar uma boa correlação quando há predominância de silte e/ou argila no tamanho das partículas carregadas em suspensão, pois a areia prejudica a sensibilidade do turbidímetro. Esse fato pode ser confirmado pelos estudos de Trentin (2009), que estabeleceu uma relação entre TSS e concentração de sólidos suspensos.

Nesse sentido, é importante saber a composição do solo que compõe a bacia hidrográfica, assim, quando for realizar novos estudos deve-se levar em conta a porcentagem de areia na composição do solo, pois quanto maior porcentagem de areia no material em suspensão, menor será a correlação com a turbidez NTU.

5.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS ENTRE AS SIMULAÇÕES DE TSS

O teste *t* de Student realizado para se avaliar as diferenças entre as médias de dois grupos (Tabela 2). O teste *t* entre as médias dos números digitais contidos nas imagens digitais obtidos nas simulações em laboratório não revelou diferenças significativas ($p > 0,05$). A comparação entre a razão de bandas espectrais R/G com filtro polarizador e R/G sem filtro polarizador para o solo orgânico/ inorgânico apresentou p-value de 0,569. O teste *t* realizado para a razão de bandas espectrais R/B com filtro polarizador e sem o filtro polarizador não apresentou diferença estatística ($p = 0,988$). Também não foram encontradas diferenças significativas ($p > 0,05$) para o solo contendo partículas inorgânicas, na comparação entre as razões de bandas R/G com e sem o filtro polarizador o p-value foi 0,683, a comparação entre razão R/B com filtro polarizador e sem o filtro polarizador o p-value encontrado foi de 0,977, conforme pode ser observado na tabela 2. O teste *t* realizado na comparação entre as amostras dos dois tipos de solo apenas a razão entre as bandas espectrais R/B sem o filtro polarizador foi a que apresentou diferença estatística, com p-value igual a 0,047.

Tabela 2: Valores de p-value obtidos por meio do teste *t* de Student na comparação das simulações das amostras de solo.

Fonte: O autor.

Comparação entre as médias de duas amostras			
	Solo (org./ inorg.)	Solo inorg.	Comparação entre os solos
R/G c/ filtro e R/G s/ filtro	p = 0,569	p = 0,683	
R/B c/ filtro e R/B s/ filtro	p = 0,988	p = 0,977	
R/G c/ filtro e R/G c/ filtro			p = 0,661
R/G s/ filtro e R/G s/ filtro			p = 0,748
R/B c/ filtro e R/B c/ filtro			p = 0,179
R/B s/ filtro e R/B s/ filtro			p = 0,047

Não houve diferenças estatísticas entre o uso e/ou não do filtro polarizador para as imagens digitais entre as simulações. No entanto, é recomendado a sua utilização principalmente em campo, onde as condições ambientais não podem ser controladas. Por exemplo, o vento provoca efeito espelho na lâmina d'água, influenciando na qualidade das imagens digitais, o uso do filtro polarizador atenua esse efeito e permite imagens com qualidade quando se quer trabalhar com sensoriamento remoto.

5.5 RAZÃO ENTRE BANDAS ESPECTRAIS E CONCENTRAÇÃO DE TSS

Foi verificada uma relação exponencial mais significativa entre a razão das bandas do vermelho e verde (R/G) de que a razão entre as bandas espectrais do vermelho e azul (R/B) para a concentração de totais de sólidos suspensos (Figura 12 e 13). O coeficiente de correlação R obtido para o solo contendo partículas orgânicas e inorgânicas revela essa tendência, fazendo o uso do filtro polarizador o coeficiente R foi de 0,9035 e 0,8031 para a razão de bandas R/G e R/B, respectivamente. Sem o emprego do filtro polarizador o coeficiente R para a razão de bandas R/G foi de 0,8864 e para razão de bandas R/B o coeficiente R foi 0,5615. No entanto, para o solo com partículas inorgânicas com ou sem filtro polarizador apresentou saturação das respostas espectrais contidas nas imagens digitais para a concentração de TSS. Foi obtido um baixo coeficiente de correlação, ficando entre 55% e 40% para a razão de bandas R/G e razão de bandas R/B, respectivamente.

O baixo valor de correlação encontrado para o solo inorgânico pode ser explicado porque o modelo empírico apresenta uma limitação relacionada à relação entre respostas espectrais contidas nas imagens digitais para a concentração de TSS a partir de 0,7g/L. A saturação nos valores respostas espectrais contidas nas imagens digitais é mais evidente para a razão de bandas R/B. Com a limitação encontrada para o modelo empírico deste estudo, a faixa de leituras confiáveis ocorrerá de 0,03g/L até 0,7g/L e o valor máximo de turbidez será em torno de 126 NTU, conforme podemos verificar na tabela 4. Assim como neste estudo, Lim et al. (2011) desenvolveram um sensor óptico multiespectral para análise da TSS, e encontraram leituras confiáveis e precisas para a concentração de total de sólidos em suspensão no intervalo de 0 a 500mg/L, indicando que pode ocorrer a saturação das respostas espectrais a partir de determinada concentração de TSS. Como dito anteriormente, deve-se ter cuidado com interpretações errôneas, pois dependendo da região de estudo o tamanho, a forma e refletividade das partículas em suspensão podem influenciar nos valores da relação entre TSS e Turbidez NTU. Lim et al. (2011) em seus estudos utilizando um sensor óptico multiespectral para análise de TSS encontraram leituras confiáveis e precisas para a concentração de sólidos em suspensão no intervalo de 0 a 500mg/L.

Rudorff et al. (2005) relata que a alta concentração de TSS faz a reflectância se deslocar para os comprimentos de ondas maiores e infravermelho próximo, verificado

por Santos e Pereira Filho (2013) no reservatório Passo Real-RS. As modernas câmeras digitais são adequadas para fotografias ultravioletas, colorido normal e infravermelho próximo, no entanto, os fabricantes instalam um bloqueador infravermelho ou um filtro que impede a passagem do infravermelho (IR-cutoff filter) na frente dos sensores CCD e CMOS (Richards, 2008). Assim, a câmera digital utilizada neste estudo está configurada para operar no espectro da luz visível e, esta característica pode ajudar a explicar a limitação do modelo empírico para grandes concentrações de TSS. Na tabela abaixo podemos observar os valores do coeficiente de correlação r encontrados para a razão de bandas R/G e R/B nos experimentos realizados em laboratório para os dois tipos de solo.

Tabela 3: Coeficiente de correlação R para a razão de bandas R/G e R/B em concentração até 2,0g/L de TSS.

Fonte: O autor.

R	Solo (orgânico/inorgânico)		Solo (inorgânico)	
	C/ filtro	S/ filtro	C/ filtro	S/ filtro
Razão de bandas R/G	0,9035	0,8864	0,5347	0,5431
Razão de bandas R/B	0,8031	0,5615	0,4001	0,4435

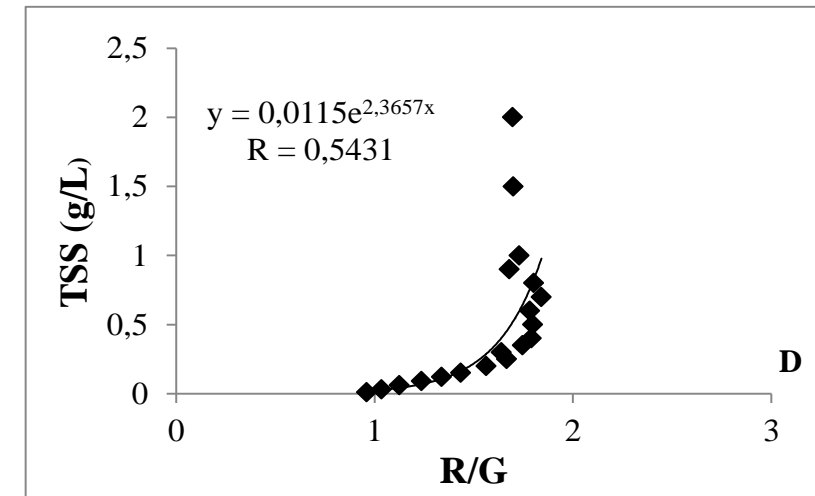
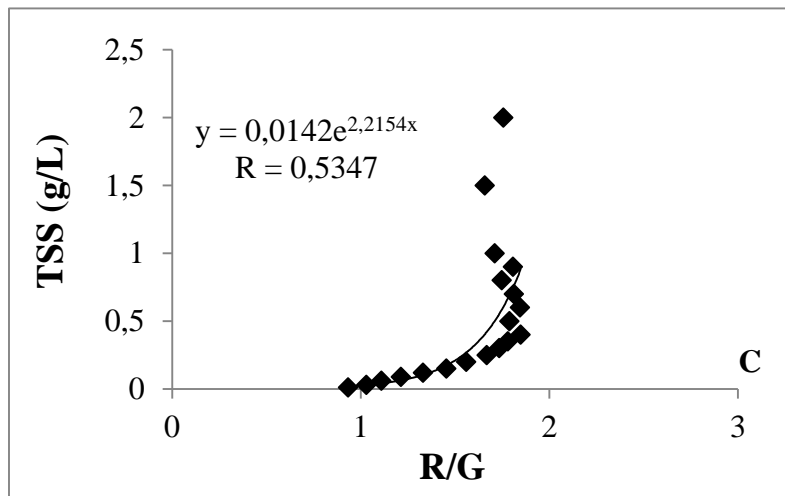
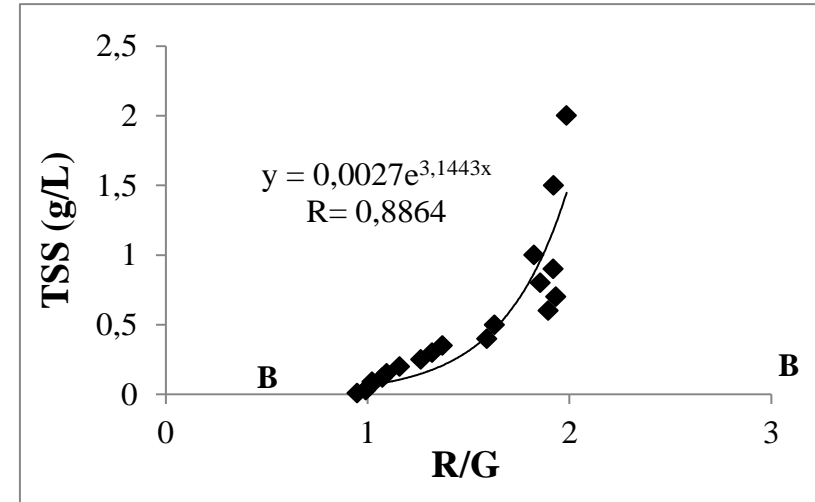
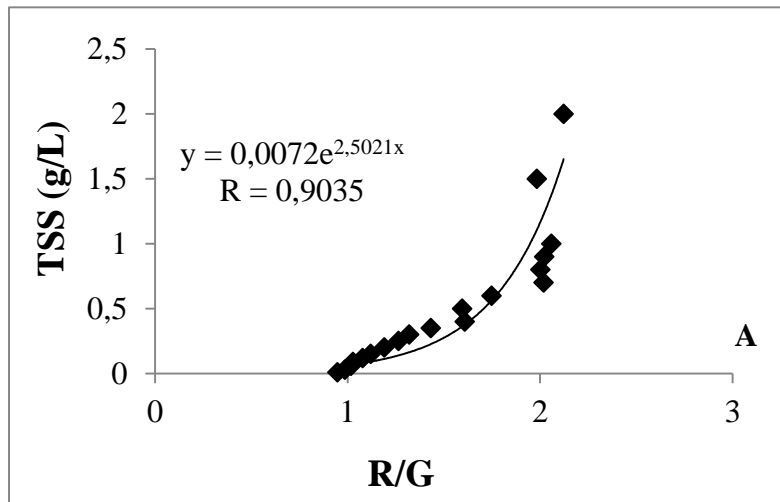


Figura 12: Relação entre a razão das bandas do vermelho e verde (R/G) e TSS. Para o solo orgânico/inorgânico c/ filtro (A), para o solo orgânico/inorgânico s/ filtro (B), para solo inorgânico c/ filtro (C) e para o solo inorgânico s/ filtro (D).
Fonte: O autor.

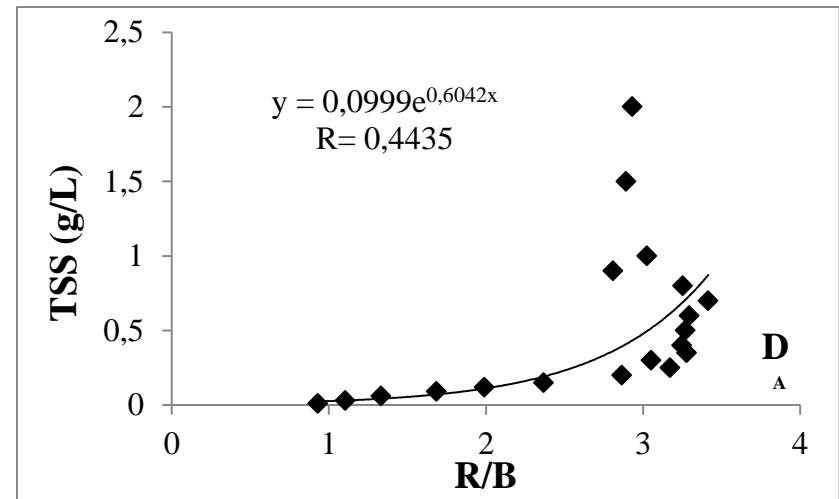
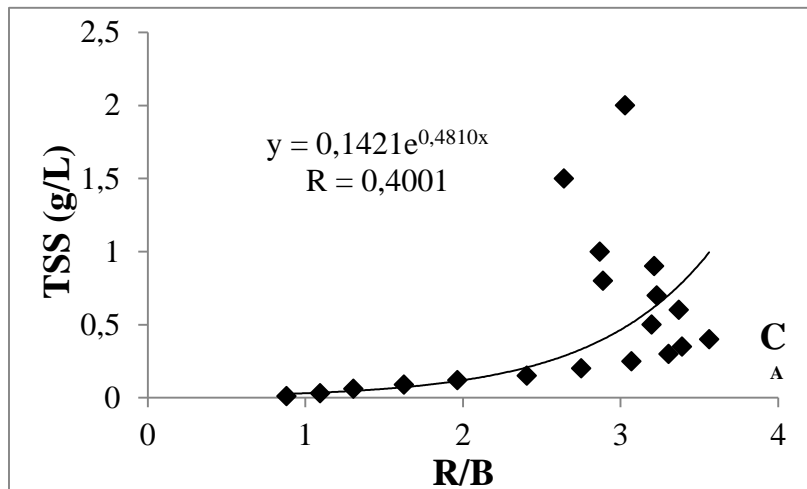
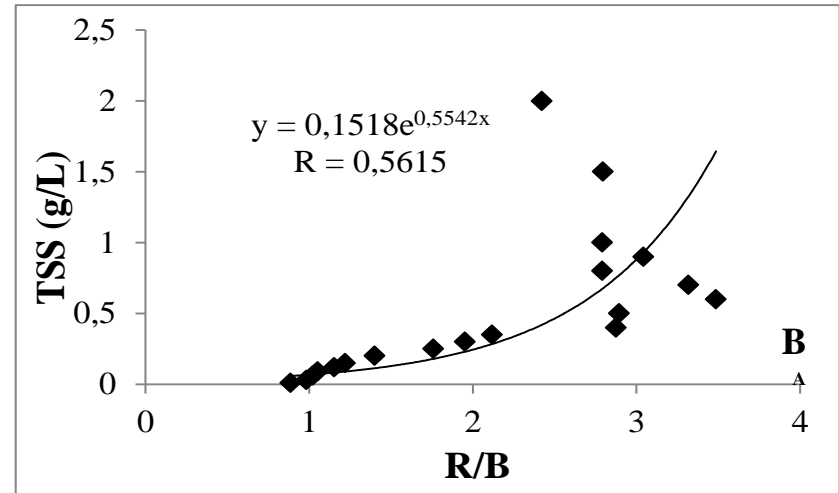
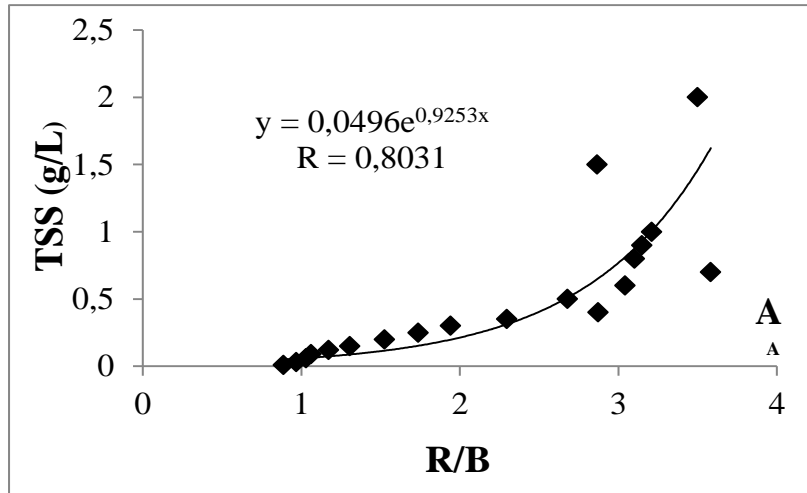


Figura 13: Relação entre a razão das bandas do vermelho e azul (R/B) e TSS. Para o solo orgânico/inorgânico c/ filtro (A), para o solo orgânico/inorgânico s/ filtro (B), para solo inorgânico c/ filtro (C) e para o solo inorgânico s/ filtro (D).

Fonte: O autor.

Tabela 4: Valores mensurados de turbidez NTU para concentrações de totais de sólidos em suspensão dentro da faixa de operação do modelo empírico.

Fonte: O autor.

Massa adicionada(g)	Massa acumulada (g)	Volume total (mL)	Turbidez NTU
0,03	0,03	1000	6,6
0,03	0,06	1000	12,9
0,03	0,09	1000	19,7
0,03	0,12	1000	25,5
0,03	0,15	1000	32,1
0,05	0,2	1000	41
0,05	0,25	1000	53
0,05	0,3	1000	59,6
0,05	0,35	1000	68,7
0,05	0,4	1000	76,3
0,1	0,5	1000	99
0,1	0,6	1000	113,2
0,1	0,7	1000	126,1

Com o modelo empírico operando na faixa de 0,03g/L a 0,7g/L de TSS, o solo contendo partículas orgânicas e inorgânicas passou a apresentar uma relação linear entre respostas espectrais contidas nas imagens digitais para a concentração de TSS. Enquanto o solo contendo apenas partículas inorgânicas continuou a apresentar uma relação exponencial entre respostas espectrais contidas nas imagens digitais para a concentração de TSS (Figura 14 e 15). Os novos modelos empíricos passaram a apresentar coeficiente de correlação R mais significativo quando comparados com os modelos empíricos anteriores. Na tabela 5 podemos verificar os maiores valores do coeficiente de correlação R encontrados para as simulações de TSS.

Tabela 5: Coeficiente de correlação R para a razão de bandas R/G e R/B até a concentração 0,7g/L de TSS.

Fonte: O autor.

R	Solo (orgânico/inorgânico)		Solo (inorgânico)	
	C/ filtro	S/ filtro	C/ filtro	S/ filtro
Razão de bandas R/G	0,9815	0,9808	0,9239	0,9639
Razão de bandas R/B	0,9663	0,9554	0,8319	0,9372

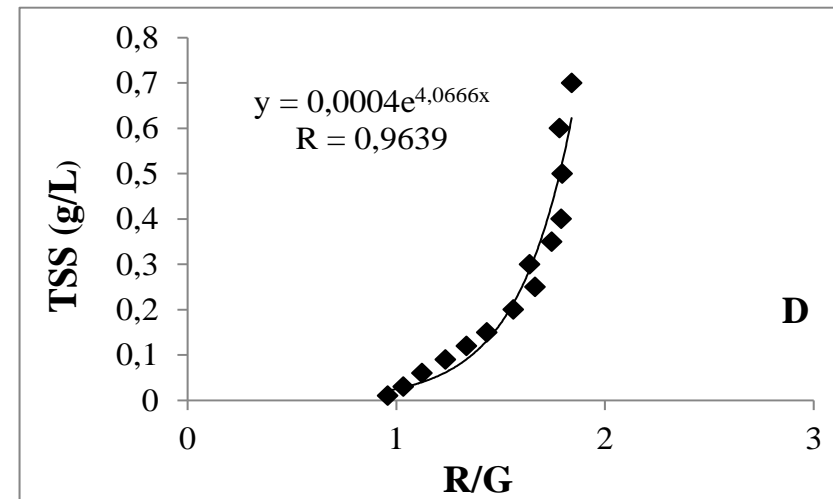
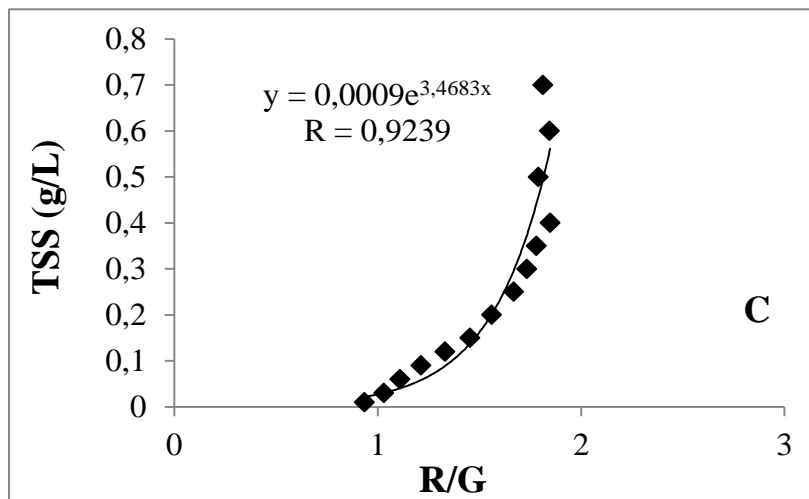
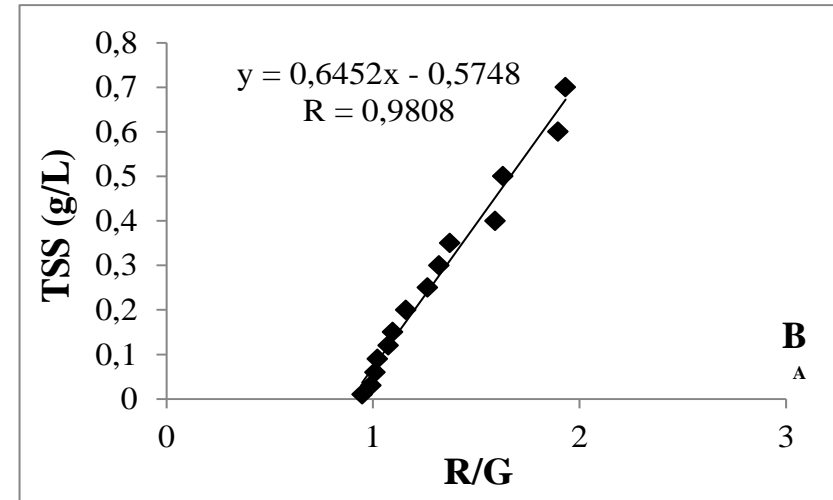
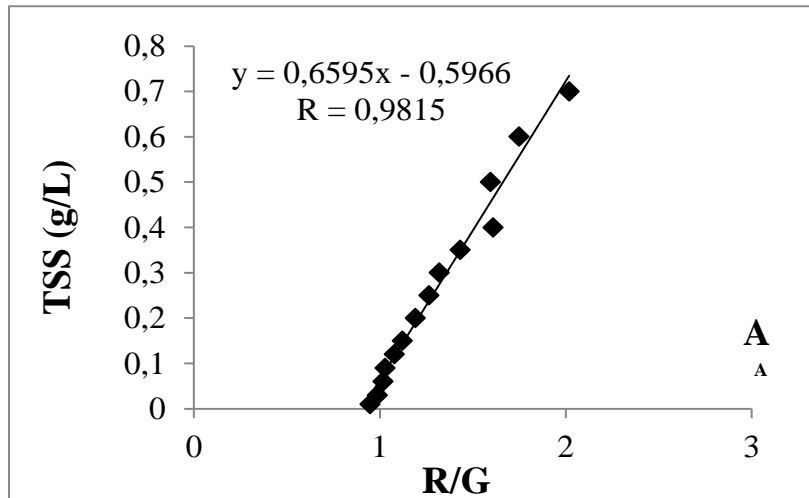


Figura 14: Relação entre a razão das bandas do vermelho e verde (R/G) e TSS até 0,7g/L. Para o solo orgânico/inorgânico c/ filtro (A), para o solo orgânico/inorgânico s/ filtro (B), para solo inorgânico c/ filtro (C) e para o solo inorgânico s/ filtro (D).
Fonte: O autor.

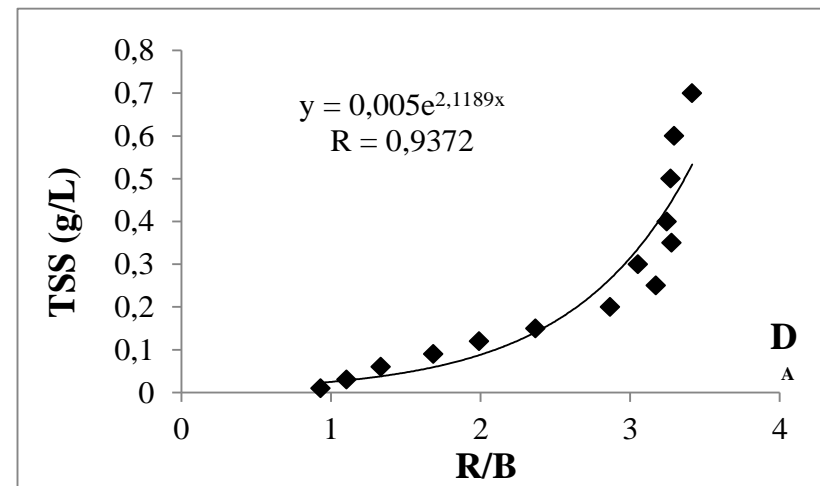
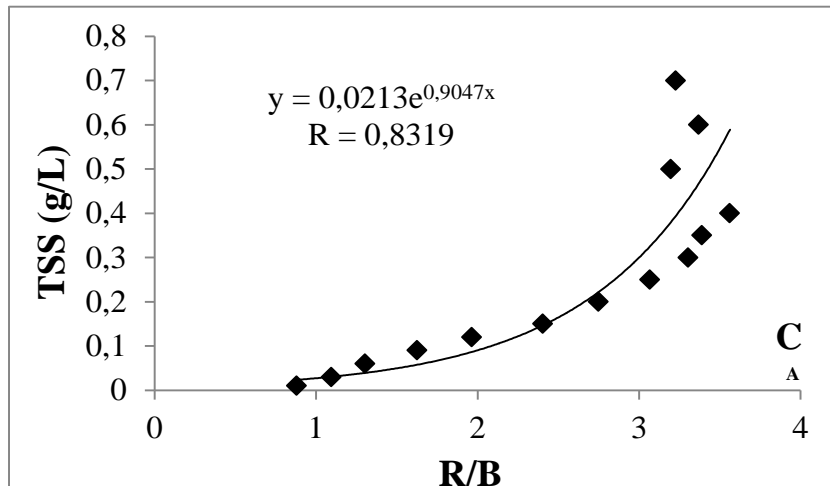
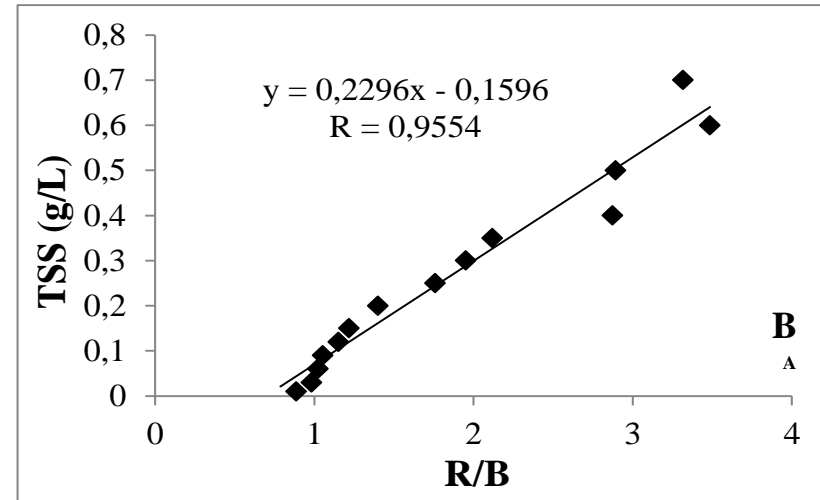
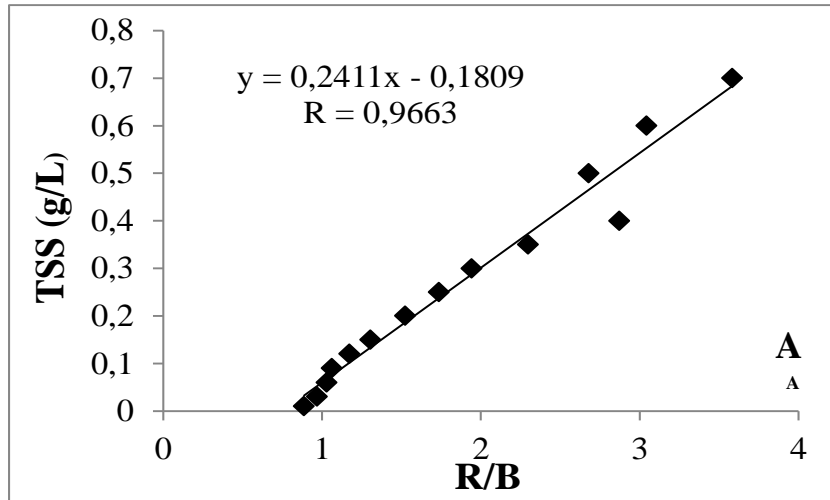


Figura 15: Relação entre a razão das bandas do vermelho e azul (R/B) e TSS até 0,7g/L. Para o solo orgânico/inorgânico c/ filtro (A), para o solo orgânico/inorgânico s/ filtro (B), para solo inorgânico c/ filtro (C) e para o solo inorgânico s/ filtro (D).
 Fonte: O autor.

As equações obtidas por meio do modelo empírico a partir das relações espectrais contidas nas imagens digitais e a concentração de TSS estão na tabela 6.

Tabela 6: Equações do modelo empírico para os diferentes tipos de solo.
Fonte: O autor.

	Razão de bandas			
	R/G até 2,0g/L	R/B até 2,0g/L	R/G até 0,7g/L	R/B até 0,7g/L
Solo org./inorg. c/ filtro	$y = 0,0072e^{2,5021x}$	$y = 0,0496e^{0,9253x}$	$y = 0,6595x - 0,5966$	$y = 0,2411x - 0,1809$
Solo org./inorg. s/ filtro	$y = 0,0027e^{3,1443x}$	$y = 0,01518e^{0,5542x}$	$y = 0,6452x - 0,5748$	$y = 0,2296x - 0,1596$
Solo inorg. c/ filtro	$y = 0,0142e^{2,2154x}$	$y = 0,1421e^{0,4810x}$	$y = 0,0009e^{3,4683x}$	$y = 0,0213e^{0,9047x}$
Solo inorg. s/ filtro	$y = 0,0115e^{2,3657x}$	$y = 0,0999e^{0,6042x}$	$y = 0,0004e^{4,0666x}$	$y = 0,0005e^{2,1189x}$

Os maiores valores do coeficiente de correlação R para TSS foram observados para o solo contendo partículas orgânicas e inorgânicas, e pode ser explicado pelo somatório das concentrações das partículas orgânicas e inorgânicas. No entanto, Félix (1993) e Trentin (2009) verificaram que os sólidos orgânicos apresentam correlação menor em relação a porção inorgânica e o total de sólidos suspensos, indicando que a predominância na resposta espectral da água em relação a sólidos suspensos se dá pela porção inorgânica. Ainda segundo Chen et al. (1992) *apud* Novo (1995) a matéria orgânica age como partículas espalhadoras e apresentam maior capacidade de absorção da radiação, enquanto a matéria inorgânica age preferencialmente como partículas espalhadoras da radiação.

Foi encontrada uma relação linear para o solo contendo partículas orgânicas e inorgânicas e uma relação exponencial para o solo com partículas inorgânicas evidenciando a complexidade óptica encontradas em diversos estudos para águas continentais. Arraut et al. (2005), Chen et. al. (1992) e Han e Rundquist (1997) encontraram relações lineares para TSS e bandas espectrais. Enquanto que, Pereira (2007) em seu estudo no Rio Grande do Sul com imagens multiespectrais entre as bandas 1 a 4 (0,45- 0,90nm) obtidas pelo sensor CDD do *Chinese Brazilian Enviroment Remote Sensing* (CBERS), encontrou uma relação exponencial entre turbidez e reflectância com explicação parcial de 83%. Félix (1993) observou que os sólidos suspensos totais apresentou grande correlação com as bandas espectrais TM 3 e 4 (0,63 – 0,90nm), obtendo um alto valor de correlação ($r = 0,93$). Rudorff (2006) em sua pesquisa na bacia amazônica através de imagens hiperespectrais obtidas pelo sensor Hyperion/EO- 1, na faixa espectral 457- 885nm também encontrou uma relação

exponencial entre reflectância das bandas espectrais e TSS.

A complexidade óptica das águas continentais é influenciada pela geomorfologia do local, como a variação do relevo, do tipo de solo e da cobertura vegetal e tem sido um dos principais problemas do emprego do sensoriamento remoto no monitoramento do TSS, podendo dificultar a identificação dos efeitos da turbidez causada pelos sedimentos em suspensão dos efeitos causados pela matéria orgânica dissolvida e pela clorofila. De acordo com Meneses (2001) a região espectral em torno de 700nm começa a apresentar uma reflectância independente da presença de matéria orgânica dissolvida, assim teria grande potencial para se estimar as concentrações de sólidos em suspensão.

Tsai e Philpot (1998) relatam que os valores de radiância medidos por sensores sobre a superfície da água em nível de laboratório e campo, através de câmeras digitais, aeronaves ou satélites devem ser comparados considerando as diferenças inerentes aos dados coletados em cada um destes níveis de aquisição. Valores obtidos nos experimentos em laboratórios são normalmente realizadas sob condições controladas e, muitas vezes, as amostras são preparadas para facilitar a detecção da substância em estudo, também são adotados um padrão como referência, como padrão de reflectância, absorção ou fluorescência, que possuem as propriedades bem definidas. Por sua vez, a radiância medida em campo é frequentemente influenciada por fatores físicos originados das condições ambientais de iluminação, como elevação solar e condições atmosféricas e da superfície da água que sofre efeitos do vento ocasionando ondas na superfície da água (NOVO, 2001).

No experimento em laboratório a água apresentou tonalidade marrom, devido a maior reflectância nos comprimentos de ondas maiores, no anexo 2 e 3 é possível verificar o comportamento da água ao acréscimo de TSS por meio de imagens digitais com e sem filtro polarizador. A cor da água pode ser explicada porque quantidade de material suspenso e dissolvido que é um dos principais responsáveis pela tonalidade do ambiente aquático. Pereira (1992) também demonstrou em laboratório que o aumento de TSS resulta em maior reflectância na faixa do vermelho. Pereira Filho et al. (2013) em seus estudos verificaram que o TSS produziu a reflectância de forma mais intensa na faixa do vermelho, o que conferiu a esta massa de água a coloração marrom.

Aplicando o modelo empírico operando na faixa de 0,03g/L até 0,7g/L de TSS, o solo contendo apenas a fração inorgânica foi o que apresentou valores de turbidez próximos dos valores mensurados *in situ*. Trentin (2009) relata que a porção inorgânica predomina na resposta espectral da água em relação ao total de sólidos suspensos. Possivelmente devido à baixa concentração de TSS para o reservatório, os valores de turbidez para a razão de bandas espectrais R/G e R/B apresentaram respostas semelhantes em campo entre as relações espectrais contidas nas imagens digitais e TSS, corroborando aos estudos de Pereira Filho et al. (2003), conforme podemos observar nas Tabelas 9 e 10.

Tabela 9: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/G com o modelo empírico até 0,7g/L.

Fonte: O autor.

Valores turbidez NTU estimados pela razão de bandas R/G no reservatório da REPI									
Números Digitais		Solo Orgânico/ Inorgânico				Solo Inorgânico			
		R/G c/ filtro		R/G s/ filtro		R/G c/ filtro		R/G s/ filtro	
		g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU
Mínimo	1,03048	0,08	22,7	0,09	24,4	0,008	10,26	0,0045	9,66
Máximo	1,06367	0,1	26,1	0,11	27,8	0,009	10,43	0,0047	9,69
Média	1,0451	0,09	24,4	0,1	26,1	0,009	10,43	0,0046	9,67
Desv. Pad.	0,0101								

Tabela 10: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/B com o modelo empírico até 0,7g/L.

Fonte: O autor.

Valores turbidez NTU estimados pela razão de bandas R/B no reservatório da REPI									
Números Digitais		Solo Orgânico/ Inorgânico				Solo Inorgânico			
		R/B c/ filtro		R/B s/ filtro		R/B c/ filtro		R/B s/ filtro	
		g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU
Mínimo	1,16104	0,09	24,4	0,1	26,1	0,06	19,23	0,0033	9,45
Máximo	1,43157	0,16	36,5	0,16	36,5	0,074	21,64	0,004	9,57
Média	1,2568	0,12	29,5	0,12	29,5	0,065	20,09	0,0036	9,5
Desv. Pad.	0,0831								

O valor da turbidez mensurado *in situ* por meio do turbidímetro Orberco-Hellige modelo 966 para o lago do campus da Universidade Federal de Itajubá, ficou entre 50,4 a 55,7NTU e, da mesma forma os valores estimados por meio do modelo empírico a partir das relações espectrais contidas em imagens digitais e concentração de sólidos em

suspensão também não apresentaram grandes variações (Tabela 11 e Tabela 12).

A aplicação do modelo empírico operando na faixa de 0,03g/L a 2,0g/L de TSS, a razão de bandas espectrais R/B para os dois tipos de solo apresentaram os valores de turbidez que mais se aproximaram dos mensurados em campo, diferentemente ao que foi observado para o reservatório da REPI em que a razão R/G do solo com partículas orgânicas e inorgânicas apresentou melhor resultado.

Tabela 11: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/G.

Fonte: O autor.

Valores turbidez NTU estimados pela razão de bandas R/G no lago da UNIFEI									
Solo Orgânico/ Inorgânico					Solo Inorgânico				
Números Digitais	R/G c/ filtro		R/G s/ filtro		R/G c/ filtro		R/G s/ filtro		
	g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU	
Mínimo	1,16202	0,05	17,5	0,025	13,19	0,09	24,4	0,08	22,67
Máximo	1,51513	0,06	19,22	0,027	13,53	0,1	26,13	0,09	24,4
Média	1,37331	0,055	18,36	0,026	13,36	0,1	26,13	0,08	22,67
Desv. Pad.	0,05618								

Tabela 12: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/B.

Fonte: O autor.

Valores turbidez NTU estimados pela razão de bandas R/B no lago da UNIFEI									
Solo Orgânico/ Inorgânico					Solo Inorgânico				
Números Digitais	R/B c/ filtro		R/B s/ filtro		R/B c/ filtro		R/B s/ filtro		
	g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU	
Mínimo	1,16202	0,145	33,9	0,26	53,73	0,06	19,22	0,19	41,65
Máximo	1,51513	0,19	41,65	0,34	67,53	0,08	22,68	0,25	52
Média	1,37331	0,17	38,21	0,31	62,35	0,07	20,9	0,22	46,8
Desv. Pad.	0,17769								

Aplicando o modelo empírico operando na faixa de 0,03g/L até 0,7g/L de TSS, os valores encontrados ficaram abaixo dos mensurados *in situ*. Apenas o modelo empírico para o solo contendo partículas orgânicas e inorgânicas apresentou os valores de turbidez mais próximos dos verificados em campo. Possivelmente devido à baixa concentração de TSS existente no lago, a razão de bandas espectrais R/G e R/B apresentaram respostas semelhantes em campo para as relações espectrais contidas nas

imagens digitais e TSS, o que corrobora ao trabalho de Pereira Filho et al. (2003), conforme podemos observar nas tabelas 13 e 14.

Tabela 13: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/G com o modelo empírico até 0,7g/L.

Fonte: O autor.

Valores turbidez NTU estimados pela razão de bandas R/G no lago da UNIFEI									
		Solo Orgânico/ Inorgânico				Solo Inorgânico			
Números Digitais		R/G c/ filtro		R/G s/ filtro		R/G c/ filtro		R/G s/ filtro	
		g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU
Mínimo	1,08391	0,12	29,6	0,125	30,4	0,009	10,43	0,005	9,74
Máximo	1,19625	0,19	41,7	0,2	43,4	0,01	10,6	0,005	9,74
Média	1,1425	0,15	34,8	0,16	36,5	0,01	10,6	0,005	9,74
Desv. Pad.	0,05618								

Tabela 14: Valores estimados para a concentração de sólidos suspensos e turbidez NTU pela razão de bandas R/B com o modelo empírico até 0,7g/L.

Fonte: O autor.

Valores turbidez NTU estimados pela razão de bandas R/B no lago da UNIFEI									
		Solo Orgânico/ Inorgânico				Solo Inorgânico			
Números Digitais		R/B c/ filtro		R/B s/ filtro		R/B c/ filtro		R/B s/ filtro	
		g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU	g/L	NTU
Mínimo	1,16202	0,1	26,1	0,11	27,8	0,06	19,3	0,0034	9,47
Máximo	1,51513	0,185	40,8	0,19	41,7	0,08	22,7	0,0044	9,64
Média	1,37331	0,15	34,8	0,156	35,8	0,07	21	0,004	9,57
Desv. Pad.	0,17769								

Os resultados obtidos neste estudo revelam o quanto é a complexidade óptica encontrada nos sistemas aquáticos continentais, o que pode dificultar a análise da turbidez por meio das relações espectrais contidas nas imagens digitais, pois o tamanho, forma e refletividade das partículas em suspensão encontradas em diferentes corpos hídricos são propriedades ópticas importantes, podendo influenciar nos valores de leituras. Isso corrobora as observações de Medeiros et al. (2010) e Carvalho et al. (2004) em que cada sistema aquático tem suas condições particulares que influenciam nas respostas espectrais.

As relações linear (ARRAUT et al., 2005, CHEN et al., 1992) e exponencial PEREIRA, 2007; RUDORFF, 2006) encontradas em diferentes sistemas hídricos, além das diferenças nas relações encontradas para as simulações em laboratório entre o solo

contendo partículas orgânicas e inorgânicas e o solo com apenas partículas inorgânicas neste estudo podem ajudar a explicar essa complexidade óptica da água para sistemas aquáticos continentais. Neste estudo se observa a dificuldade de aplicação de um modelo global para diferentes sistemas hídricos continentais, principalmente, devido às características que dizem respeito a constituintes geológicos, geomorfológicos e hidrodinâmicos, podendo levar a interpretações errôneas ou mesmo imprecisas. Ferreira et al. (2009) também relataram esta dificuldade na aplicação de um algoritmo global para estimativa da concentração de material particulado em suspensão para o monitoramento ambiental.

Alguns modelos empíricos aplicados para o reservatório da REPI e no lago do campus da UNIFEI, os valores de turbidez obtidos por meio das relações espectrais contidas nas imagens digitais e TSS apresentaram valores aproximados para a razão de bandas R/G e R/B. Pereira Filho et al. (2003) verificaram em seus estudos que em alguns casos que as diferenças de reflectância são menores considerando-se as faixas do azul, verde, vermelho, provavelmente influenciado pela baixa concentração de TSS. Alguns outros fatores podem ter contribuído para estes resultados, como a baixa precipitação no período de aquisição das imagens que resultou numa menor carga de sedimentos carreados para os sistemas e o local em que foi fixada a câmera, já próximo a barragem, onde ocorre a precipitação dos sedimentos em suspensão.

No período em que foram realizados os testes em campo, ocorreram chuvas irregulares e abaixo da normal climatológica 1961-1990 para a região (Figura 16 e 17). O mês de dezembro em que foi realizada as tomadas de cenas no reservatório da REPI, o acumulado de chuvas foi cerca de 180mm, quando eram esperados algo em torno de 280mm. No mês de abril, quando foi realizada as tomadas de cenas no lago da UNIFEI a precipitação acumulada no mês foi cerca de 50mm, sendo que era esperado algo por volta de 80mm. A chuva abaixo da média pode ter influenciado a carga de TSS que foi carreada para o reservatório e no lago. Este fato, não permitiu verificar de forma satisfatória a precisão do modelo, não ocorreu uma variação significativa da concentração de TSS e conseqüentemente das relações espectrais contidas nas imagens digitais, o que não permitiu avaliar quais dos modelos empíricos obtidos em laboratório respondem melhor a variação da concentração de TSS.

Vieira et al. (2002) observaram em seus estudos no reservatório de Ibitinga-SP que a turbidez varia principalmente no período chuvoso, onde o aporte de material

alóctone para o reservatório é maior. Ainda segundo Garcia (1982) devemos considerar que estas informações obtidas pelos sensores ópticos são relativas à porção superficial das massas d'água, devido a limitação de penetração da luz com o aumento da profundidade. Desse modo, o monitoramento da qualidade da água por este método, refere-se a parte superficial das massas d'água e não de seu volume como um todo ou mesmo seus diferentes graus de estratificação, no caso dos sistemas lênticos.

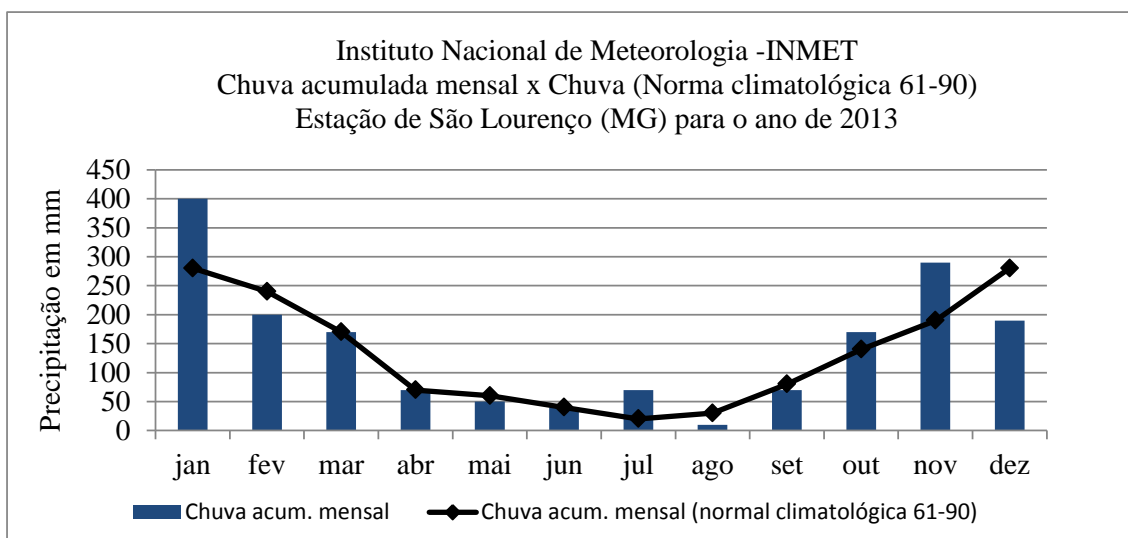


Figura 16: Chuva acumulada no mês de dezembro de 2013 x chuva acumulada mensal para a normal climatológica (1961-1990). Fonte: O autor.

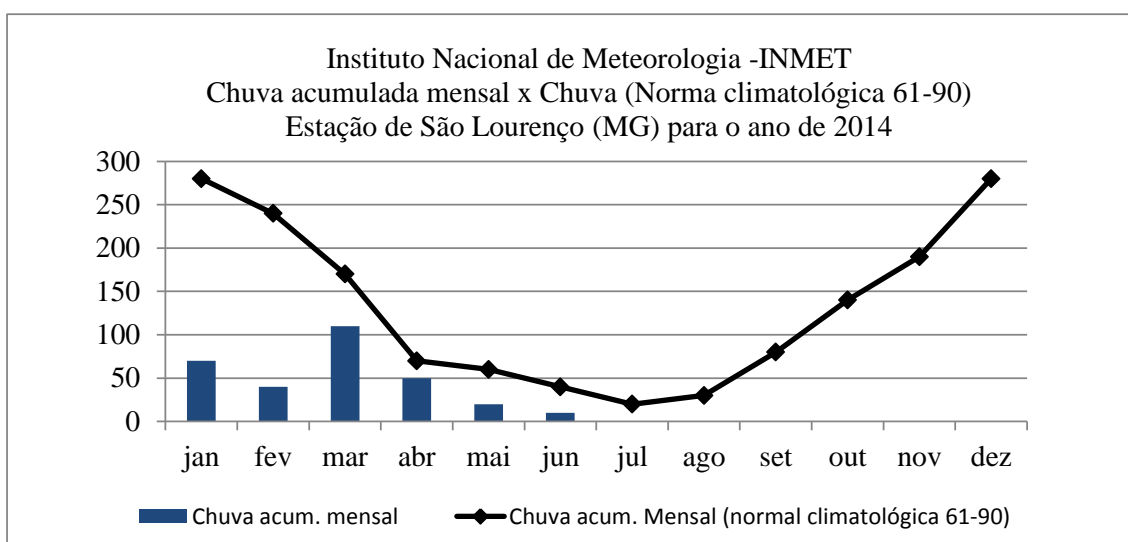


Figura 17: Chuva acumulada no mês de abril de 2014 x chuva acumulada mensal para a normal climatológica (1961-1990). Fonte: O autor.

A coloração mais esverdeada da água observada para o reservatório da REPI (Fotos 18) pode estar relacionada com a baixa concentração de TSS e a presença de

clorofila *a*. Já coloração marrom clara verificado para o lago do campus da UNIFEI indica baixa concentração de TSS (Figura 19). Pereira Filho et al. (2003) observaram em seus estudos no Rio Grande do Sul que a cor dominante nos rios Pelotas e Uruguai foi do marrom-escuro tendendo ao verde devida a presença de clorofila, enquanto que no rio Peixe apresentou coloração marrom-amarelo claro. Pereira Filho et al. (2013) cita que a presença da clorofila na água contribui para o deslocamento da reflectância na direção do verde.

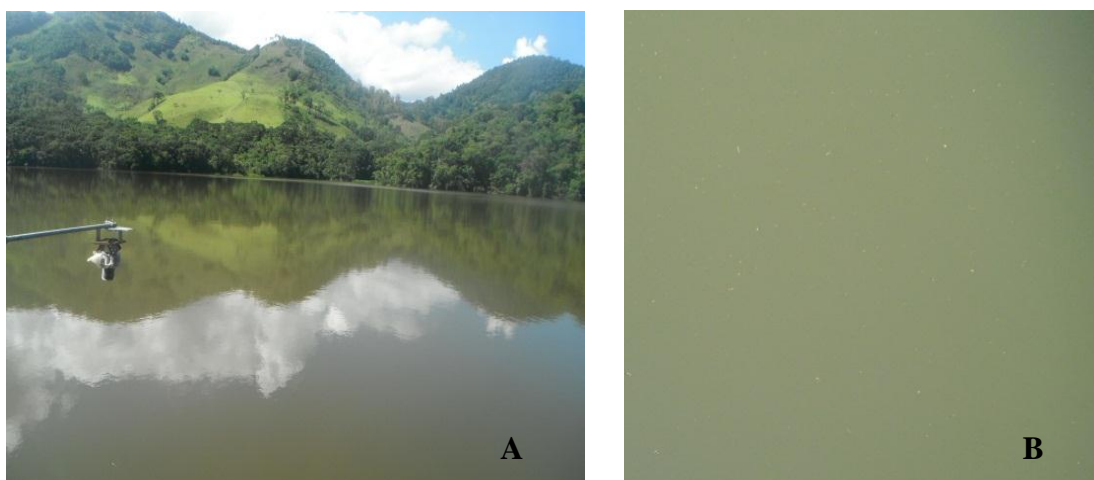


Figura 18: Cor da água no reservatório da REPI em Wenceslau Braz.

Fonte: O autor.

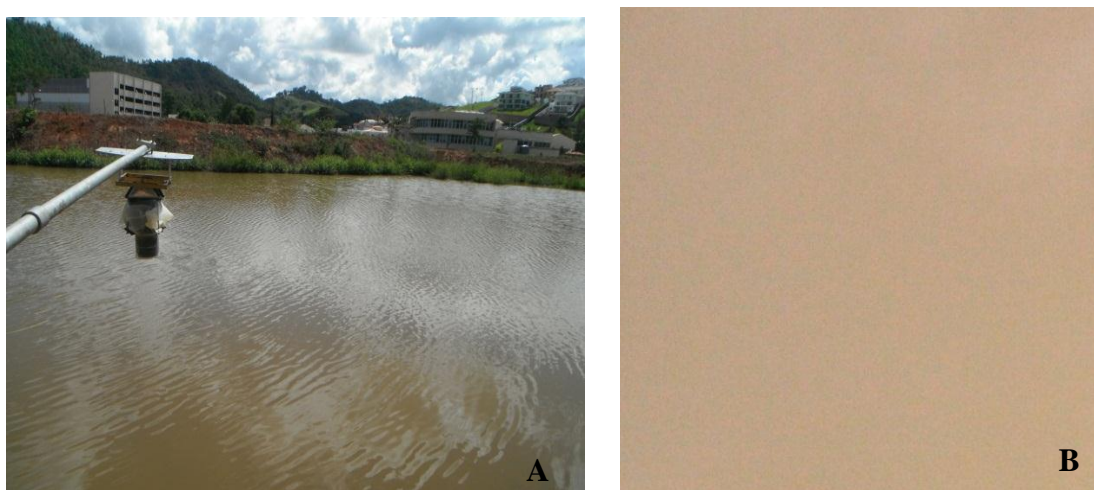


Figura 19: Coloração da água no lago do campus da UNIFEI.

Fonte: O autor.

A baixa concentração de TSS pode favorecer a presença de algas e fitoplâncton, por exemplo. Corazza et al. (2009) observaram um pico de reflexão na região do verde

para reservatório Dona Francisca-RS, devida a baixa concentração de sedimentos em suspensão, com média de 0,68 mg/L de sólidos inorgânicos suspensos e 3,50 mg/L de sólidos orgânicos suspensos, leva a crer que a clorofila seja o principal componente opticamente ativo presente no reservatório. Os baixos valores de TSS contribuem para um menor espalhamento da radiação fotossinteticamente ativa pelas partículas suspensas e assim, há uma maior disponibilidade de energia para as algas realizarem a fotossíntese e se desenvolverem. Segundo Bellinger e Sigeo (2010) o fitoplâncton é um dos principais fixadores de carbono e geradores de biomassa sendo responsável pela produtividade primária no ambiente aquático. Como o reservatório da REPI apresentou baixa turvação, isso pode ser um indicador de que existe produção primária no local, devido a uma penetração eficiente da luz no corpo hídrico, ambientes eutróficos, enriquecidos por nutrientes, apresentam altos níveis de produtividade primária, enquanto ambientes mesotróficos e oligotróficos apresentam produtividade menor.

Naturalmente, alguns lagos e reservatórios podem apresentar elevada concentração de totais sólidos em suspensão, as atividades humanas dentro da bacia de drenagem podem elevar ainda mais essas concentrações, devido ao carreamento de sedimentos e ao lançamento de efluentes *in natura* nos corpos hídricos, prejudicando a produtividade primária e processos de reprodução e respiração de outros animais (DOODS, 2002). O aumento da turvação em ecossistemas aquáticos pode trazer consequências para a biota, pois concentrações elevadas de sólidos suspensos são danosas aos peixes, impedem e reduzem excessivamente a passagem de luz, desequilibrando assim a cadeia trófica (BUKATA et al., 1995). No entanto, segundo Esteves (1998) em alguns ecossistemas aquáticos amazônicos, mesmo tendo uma alta turbidez, a produtividade do sistema não fica comprometida porque a comunidade de macrófita aquática do sistema mantém a produtividade.

A metodologia desenvolvida neste estudo aumenta a possibilidade de aplicações de sensoriamento remoto para fins de qualidade da água. Os resultados alcançados embora ainda sejam preliminares, abre a possibilidade da aplicação de câmeras digitais para a quantificação da turbidez e concentração de sólidos em suspensão. Os modelos apresentados possuem valor não conclusivo, já que são necessárias análises mais aprofundadas com quantidades maiores de amostras de diferentes localidades para, ter uma visão mais holística dos padrões observados.

6 CONCLUSÃO

- Os resultados apresentados neste trabalho indicam que o uso de imagens digitais a partir de máquinas fotográficas digitais pode ser útil para estimativas de turbidez e concentração de sólidos em suspensão.
- Não houve diferenças estatísticas para as simulações em laboratório entre as relações espectrais contidas nas imagens digitais com e sem filtro polarizador e concentrações de TSS, no entanto é recomendável que o filtro polarizador seja utilizado em campo para que seja evitado o efeito espelho na coluna d'água provocado pelo vento.
- A razão de bandas R/G apresentou o melhor coeficiente de correlação R, com o aumento da concentração de TSS ocorre melhor reflectância nas faixas espectrais de maior comprimento.
- Ocorre uma saturação entre as relações espectrais contidas nas imagens digitais e concentrações de TSS a partir de 0,7g/L.
- O modelo empírico obtido mostrou-se mais eficiente na quantificação de TSS operando na faixa entre 0,03g/L a 0,7g/L, com turbidez variando de 6 a 126 NTU.
- A relação linear e exponencial encontrada para o solo da região revela a complexidade óptica para águas continentais.
- Nenhum modelo empírico respondeu de maneira fiel aos valores de turbidez e TSS mensurados *in situ* para os dois corpos hídricos estudados.
- As diferenças geomorfológicas apresentadas pelos diferentes sistemas aquáticos dificulta a aplicação de um modelo empírico universal, pois pode levar a interpretações errôneas.
- Serão necessários novos estudos para aprimorar o modelo empírico adquirido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE FILHO, J. L. **Previsão e análise da elevação do lençol freático no processo de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) de reservatórios hidrelétricos.** Tese de Doutorado, Instituto de Geociências de Ciências Exatas, UNESP, Rio Claro, 2002, 223p.

ALCÂNTARA, E.; STECH, J. L.; BARBOSA, C.; NOVO, E.; SHIMABUKURO, Y. Integração de dados de alta frequência temporal e imagens MODIS/TERRA para o estudo da turbidez na planície de Curuai. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, 21–27 de abril de 2007a, INPE, p.6549–6556.

ALCÂNTARA, E. H. **Análise da turbidez na planície de inundação de Curuai (PA, Brasil) integrando dados telemétricos e imagens MODIS/TERRA.** Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2007b, 220p.

ARRAUT, E. M.; RUDORFF, C. M.; BARBOSA, C. C. F.; CARVALHO, J. C.; PEREIRA FILHO, W.; NOVO, E. M. L. M. Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do lago grande de Curuai (Pará), na época da seca, através de técnicas de espectroscopia de campo. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia**, Brasil, 16–21 de abril de 2005, INPE, p. 2447–2456.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície de Curuai/ Rio Amazonas.** Tese de Doutorado, São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2005, 282 p.

BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; CARVALHO, J. C.; PEREIRA FILHO, W.; MANTOVANI, J. E. **Caracterização Espectral das Massas d'água Amazônicas.** In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 11, 2003, Belo Horizonte, Anais, Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 2419–2425.

BELLINGER, E. G.; SIGEE, D. C. **Freshwater algae: identification and use as bioindicators.** Wiley-Blackweel, 270p., 2010.

BINDING, C. E.; JEROME, J. H.; BUKATA, R. P.; BOOTY, W. G. Spectral absorption properties of dissolved and particulate matter in Lake Erie, **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 4, p. 1702–1711, 2008.

BRENING, F. M.; WACHHOLZ, F.; PEREIRA FILHO, W.; RUDORFF, C. M. Análise das propriedades ópticas da água do reservatório Rodolfo Costa e Silva, Itaara, RS, Brasil, usando dados espectrais de campo e imagens orbitais multiespectrais. **Revista Ambiente e Água**, v. 2, n. 2, p. 88–102, 2007.

BUKATA, R.P.; JEROME, J.H.; KONDRATYEV, K. Y.; POZDNYAKOV, D.V. **Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters. Burlington, Ontario, Canada.** Environment Canada, Aquatic Ecosystem Conservation Branch, National Water Research Institute. 1995. 362 p.

BUKATA, R. P; JEROME, J. H., KONDRATYEV, K. Y., POZDNYAKOV, D. V. Estimation of organic and inorganic matter in inland waters: optical cross sections of lakes Ontario and Ladoga. **Journal Great Lakes Research**, v. 17, n. 4, 1991. p. 461–469.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações.** Porto Alegre: Artmed, 2003.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F.; MORENO, P. **Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores.** In: GOULART, E. M. A. (Org.). **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais.** Belo Horizonte, v. 1, p. 555–567, 2005.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, p.259–266, 2001.

CARVALHO, K. S.; PARANHOS, R. M.; PAIVA, J. B. D. **Limitações ao uso da relação entre turbidez e concentração de sedimento em suspensão em duas pequenas bacias em Santa Maria, RS.** XXI Congresso Latinoamericano de Hidráulica, São Pedro, estado de São Paulo, Brasil, outubro, 2004. Disponível em: <<http://coral.ufsm.br/iurh/index.php/trabalhos?download=23:carvalho-paranhos-e-paiva>> Acesso: 20 de janeiro de 2014.

CHEN, Z., HU, C., MULLER-KARGER, F. Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS / Aqua 250 m images. **Remote Sensing of Environment**, v. 109, p. 207–220, 2007.

CHEN, Z.; CURRAN, P. J.; HANSOM, J. D. Derivative reflectance spectroscopy to estimate suspended sediment concentration. **Remote Sensing of Environment**, v. 40, n.1, p. 67–77, 1992.

CORAZZA, R.; TRENTIN, A. B.; KRAMER, G.; WACHHOLZ, F.; PEREIRA FILHO, W. Identificação de componentes opticamente ativos da água do reservatório da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca/RS, através da técnica de espectroscopia de campo. **Geografia: Ensino & Pesquisa**, v. 13 n. 2, p. 228–235, 2009.

CUI, L.; QIU, Y.; FEI, T.; LIU, Y.; WU, G. Using remotely sensed suspended sediment concentration variation to improve management of Poyang Lake, China. **Lake and Reservoir Management**, v.29: p.47–60, 2013.

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.

DOODS, W. K. **Freshwater ecology, Concepts and Environmental Applications.** Orlando, Flórida: Academic Press, 2002.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência.

1998. 575p.

ENNES, R. **Potencial das imagens hiperespectrais orbitais na detecção de componentes opticamente ativos no reservatório de Itupararanga.** (Dissertação de mestrado), Universidade Estadual Paulista, Ribeirão Preto, 2008, p.122.

ENVI For Windows, version 4.5, SulSoft Corporation, 2014.

FELIX, I. M. Monitoramento da qualidade da água utilizando-se modelos empíricos obtidos a partir de dados de sensoriamento remoto do Reservatório de Barra Bonita – SP. **Anais do VII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 1993.

FERREIRA, A. B.; PEREIRA FILHO, W. Avaliação da reflectância espectral de corpos d'água em Santa Maria-RS por meio de espectrorradiometria de campo. **Geoambiente**, Itajai-GO, n. 13, p.194–207, 2009.

FERREIRA, A. T. S.; AMARO, V. E.; KAMPEL, M. Desenvolvimento de algoritmos empíricos para estimativa da concentração de material particulado em suspensão para o monitoramento ambiental da Plataforma Setentrional do Rio Grande do Norte. **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil, 25–30 abril 2009, INPE, p. 6447–6453.

FREIRE, M. M.; SANTOS, V. G.; GINUINO, I. S. F.; LINDE, A. R. Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12 (3), p. 347–354, 2008.

GARCIA, G. J. **Sensoriamento Remoto. Princípios e Interpretação de Imagens.** CIP-Brasil. Câmara Brasileira do Livro. São Paulo: Nobel, 1982.

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

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, nº 1, 2003.

GODDIJN-MURPHY, L.; DAILLOUX, D.; WHITE, M.; BOWERS, D. Fundamentals of *in Situ* Digital Camera Methodology for Water Quality Monitoring of Coast and Ocean. **Sensors**, v. 9, p. 5825–5843, 2009.

GODDIJN-MURPHY, L.; WHITE, M. Using a digital camera for water quality measurements in Galway Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 66 (3–4), p. 429–436, 2006.

GOODIN, D. G.; HAN, L.; FRASER, R. N.; RUNDQUIST, D. C.; STEBBINS, W. A.; SCHALLES, J. F. Analysis of Suspended Solids in Water Using Remotely Sensed High Resolution Derivative Spectra. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, vol. 59, n. 4, p. 505–510, 1993.

GUBIANI, E. A.; ANGELINI, R.; VIEIRA, L. C. G.; LUIZ C. GOMES, AGOSTINHO, A. A. Trophic models in Neotropical reservoirs: Testing hypotheses on the relationship between aging and maturity. **Ecological Modelling**, v. 222: (23–24), p. 3838–3848, 2011.

HAN, L.; RUNDQUIST, D. C. Comparison of NWRED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal - chlorophyll concentration: a case study in a turbid reservoir. **Remote Sensing of the Environment**, v. 62, p. 253–261, 1997.

HELLWEGER, F. J.; SCHLOSSER, P.; LALL, U. WEISSEL, J. K. Use of satellite imagery for water qualities studies in New York Harbor. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 61: p. 437–448, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA – IBGE, **Introdução ao processamento digital de imagens**. Manuais Técnicos em Geociências – número 9, Rio de Janeiro, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Delfim Moreira (SF-23-Y-VI-1)**: carta topográfica. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1:50.000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Itajubá (SF-23-Y-BIII-3)**: carta topográfica. Rio de Janeiro, 1971. Escala 1:50.000.

International Ocean-Colour Coordinating Group - IOCCG. **Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex, Waters.** Sathyendranath, S. (ed.), Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 3, IOCCG, Dartmouth, Canada, 2000.

JEROSH, K.; SCHLÜTER, M.; PESCH, R. Spatial analysis of marine categorical information using indicator kriging applied to georeferenced video mosaics of the deep-sea Håkon Mosby Mud Volcano. **Ecological Informatics**, v. 1: (4) p. 391 – 406, 2006.

KAMPEL, M.; NOVO, E. M. L. **O sensoriamento remoto da cor da água.** In: Souza, R.B. (Org.). **Oceanografia por satélites.** São Paulo: Oficina de Textos, p. 179–196. 2005.

KAUFMANN, P. R.; WHITTIER, T. R. **Habitat characterization.** In: BAKER, J. R.; PECK, D. V.; SUTTON, D. W. (eds.) **Environmental Monitoring and Assessment Program Surface Water: Field Operations Manual for Lakes.** EPA/620/r-97/001,US. Environmental Protection Agency: Corvallis, OR: 5(1), 5–26, 1997.

KOPONEN, S.; PULLIAINEN, J.; KALLIO, K.; HALLIKAINEN, M., Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 79, n.1, p. 51–59, 2002.

KÖNIG, R.; SUZIN, C. R. H.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3 (1), p. 84–93, 2008.

KUTSER, T.; METSAMAA, L.; STROMBECK, N.; VAHTMÄE, E. Monitoring cyanobacterial satellite remote sensing. **Estuarine, coastal and shelf Science**, v. 67, p. 303–312, 2006.

KUTSER, T.; PIERSON, D.; TRANVIK, L.; REINART, A.; SOBEK, S.; KALLIO, K. Using satellite remote sensing to estimate the colored dissolved organic matter absorption coefficient in lakes. **Ecosystems**, 8(6), p. 709–720, 2005.

LAPRESTA-FERNÁNDEZ, A.; CAPITÁN-VALLVEY, L. F. Environmental monitoring using a conventional photographic digital camera for multianalyte disposable optical sensors. **Analytica Chimica Acta**, v. 706 (2), p. 328–337, 2011.

LIM, H. S.; MTA JAFRI, M. Z.; ABDULLAH, K.; DARAIGAN, S. G. A sensitive suspended sediment sensor for the detection of total suspended solids (TSS). **Optica Applicata**, v. XLI, n. 3, 2011.

MANTOVANI, J. E. **Comportamento espectral da água: faixas espectrais de maior sensibilidade ao fitoplâncton na presença de matéria orgânica dissolvida e de matéria inorgânica particulada. 1993. 99 p.** (INPE-5683-TDI/569) Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 1993.

MATTHEWS, M. W.; BERNARD, S.; WINTER, K. Remote sensing of cyanobacteria dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. **Remote Sensing Environment**, 114(9), p. 2070–2087, 2010.

MEDEIROS, P. R.; SOUZA, W.; KNOPPERS, B.; LIMA, L. **Aporte de sedimentos em suspensão no baixo rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas.** III Congresso Brasileiro de Oceanografia _ CBO' 2010 Rio Grande (RS).

MEIER, R. J.; FISCHER, L. H.; WOLFBEIS, O. S.; SCHÄFERLING, M. Referenced luminescent sensing and imaging with digital color cameras: A comparative study.

Sensors and Actuators B: Chemical, v. 177, p. 500–506, 2013.

MENESES, P. R.; NETTO, J. S. M. **Sensoriamento Remoto: reflectância dos alvos naturais**. Brasília: Ed. UnB, 2001.

MOBLEY, C. D. **Light and Water: radiative transfer in natural waters**. San Diego: Academic Press, 1994.

MOSES, W. J.; GITELSON, A. A.; PERK, R. L.; GURLIN, D.; RUNDQUIST, D. C.; LEAVITT, B. C.; BARROW, T. M.; BRAKHAGE, P. Estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters using airborne hyperspectral data. **Water Research**, v. 46 (4), p. 993–1004, 2012.

MOSES, W. J.; GITELSON, A.; BERDNIKOV, S.; POVAZHNYI, V. Estimation of satellite chlorophyll-a concentration using the red and NIR bands of MERIS-The Azov Sea case study. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 6, p. 845–849, 2009.

NECHAD, B.; RUDDICK, K. G.; PARK, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 114 (4), p. 854–866, 2010.

NOVO, E. M. L. M. Monitoramento de quantidade e qualidade da água e sensoriamento remoto. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, São Paulo, ABRH, 2007.

Disponível em:

<<http://mtcm17.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtcm17%4080/2007/12.03.20.57/doc/3.pdf>>

Acesso em: 04 de fev. 2013.

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, p. 418–432, 2005.

NOVO, E. M. L. M. **Comportamento Espectral da Água**. In: **MENESES, P. R.;**

MADEIRA NETTO, J. da S. (orgs). Sensoriamento Remoto: Reflectância dos Alvos Naturais. Brasília: UnB; Embrapa Cerrados, p.203–222, 2001.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: Principios e Aplicações.** 2º ed. São Paulo: Edgard Blucher. 1995, 308p.

ONDERKA, M.; PEKAROVA, P. Recovery of concentrations of particulate matter suspended in the river Danube Landsat ETM data. **Science of the Total Environment**, v. 397, p. 238–243, 2008.

PEREIRA, M. D. B. **Parâmetros limnológicos passíveis de serem monitorados através de dados espectrais obtidos por sensores remotos orbitais.** Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos. São Paulo. 1992.

PEREIRA, R. **Aplicabilidade de métodos de sensoriamento remoto na avaliação e monitoramento do estado trófico de lagoas costeiras do Rio Grande do Sul - Brasil.** Dissertação de Mestrado. (Programa de Pós-Graduação em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Biociências, 2007.

PEREIRA FILHO, W.; SANTOS, F. C.; CASSOL, A. P. V.; DOMINGUES, A. L.; PRADO, D. A. Influência de componentes oticamente ativos relacionados a reservatórios em cascata – Rio Jacuí - RS . **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.

PEREIRA FILHO, W.; STRASSBURGER, L.; BARBOSA, C. C. F. Caracterização espectral do reservatório de Itá – sul do Brasil. **Anais XI SBSR**, Belo Horizonte, Brasil, 05 - 10 abril 2003, INPE, p. 2555–2559.

RESCK, R.P. **Avaliação morfológica e estudo da variação horizontal de parâmetros limnológicos do reservatório da Pampulha (Belo Horizonte – MG).** 75 f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in

lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 11–26, 1998.

RICHARDS, D. Revolution: the new infrared. **Popular photography**. v. 72. n. 1, p. 90–96, jan 2008.

RICHARD W.; GOULD J.R.; ARNONE, R. A. Estimating the beam attenuation coefficient in coastal waters from AVHRR imagery. **Continental Shelf Research**. v. 17:(11), p. 1375–1387, 1997.

RUDORFF, C. M.; NOVO, E. M. L. M.; GALVÃO, L. S.; PEREIRA FILHO, W. Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazônica**; v. 37 (2): p. 269–280, 2007.

RUDORFF, C. M. **Estudo da composição das águas da Planície Amazônica por meio de dados de reflectância do sensor Hyperion/EO-1 e de espectrômetro de campo visando à compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006. 140p.

RUDORFF, C. M.; ARRAUT, E. M.; BARBOSA, C. C. F.; CARVALHO, J. C.; PEREIRA FILHO, W.; NOVO, E. M. L. M. Avaliação de algoritmos bio-óticos em massas d'água amazônicas. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, Brasil, abril 2005, INPE, p. 431–438.

SANTOS, F. C.; PEREIRA FILHO, W. Reflectância espectral relacionada aos constituintes opticamente ativos da água do reservatório Passo Real, RS, Brasil. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.

SANTOS, J. F. C.; KAMPEL, M., 2011. **Análise da reflectância marinha na região costeira de Ubatuba, litoral norte de São Paulo**. INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, julho de 2011. Disponível em:

<<http://mtcm19.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtcm19/2011/09.22.17.30.39/doc/Jo%E3o%20Felipe%20Cardoso%20dos%20Santos.pdf>> Acesso em: 04 de fev. de 2013.

SIGMAPLOT For windows, version 11.00. Systat Software Inc., 2014.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazônica**, v. 38: (4), p. 733–742, 2008.

SIMIS, S. G. H.; PETERS, S. W. M.; GONS, H. G. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. **Limnologia e Oceanografia**, v. 50(1), p.237–245, 2005.

SETTI, A. A., LIMA, J. F. W., CHAVES, A. G. M., PEREIRA, I. C. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília. Agência Nacional de Energia Elétrica, Agência Nacional de Águas. 2001, 328 p.

SHUISEN, C.; FANG, L.; LIXIN, Z.; HUANG, W. Remote sensing of turbidity in seawater intrusion reaches of Pearl River Estuary – A case study in Modaomen water way, China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 82: (1), p. 119–127, 2009.

SMITH, W. S.; PETRERE, JR. M.; Caracterização limnológica da bacia de drenagem do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 12, p. 15–27, 2000.

SOUZA, A. G. T.; FONTENELE, S. B.; OLIVEIRA, A. P. G.; LASTORIA, G.; GABAS, S.; DIAS, D. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Rio Negro, MS. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 35 n. 2 dez. 2013, p. 176–189

STRÖMBECK, N.; PIERSON, D. C. The effects of variability in the inherent optical properties on estimations of chlorophyll *a* by remote sensing in Swedish freshwaters. **Science of the total environment**, 268 (1), p. 123–137, 2001.

TAKAHASHI, E. M.; LANSÁ-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; BONECKER, C. C. Longitudinal distribution of cladocerans (Crustacea) in a Brazilian tropical reservoir. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 17 (3): p. 257–265, 2005.

THORNTON, K. W. **Perspectives on reservoir limnology**. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir Limnology: Ecological perspectives**. John Wiley & Sons: New York, 1990.

TYLER, A. N.; SVAB, E.; PRESTON, T.; PRE´SING, M.; KOVA´CS, W. A. Remote sensing of the water quality of shallow lakes: A mixture modelling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27 (8): p. 1521–1537, 2006.

TSAI, F.; PHILPOT, W. Derivative analysis of hyperspectral data. **Remote Sensing of Environment**, v.66, n. 1, p. 41–51, 1998.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, nº 63, 2008. Disponível em:
< <http://www.scielo.br/pdf/ea/v22n63/v22n63a02.pdf> > Acesso em: 29 de jan. 2013.

TRENTIN, A. B. **Sensoriamento Remoto aplicado ao estudo do comportamento espectral da água no Reservatório Passo Real – RS**. 2009. 98f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 97p.

VIEIRA, M. S.; FERREIRA, J. R.; CASTRO, P. M. G.; ROCHA, A. A. Aspectos da química da água e do sedimento do reservatório de Ibatinga (São Paulo – Brasil – 21° 45' S e 48° 50' W), **Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo**, v. 28 (1), p. 77 – 99, 2002.

VILLAR, R. E.; MARTINEZ, J. M.; GUYOT, J. L.; FRAIZY, P.; CÁRDENAS, E. A.; HECTOR CORDOBA, H. B.; CRAVE, A.; VAUCHEL, P.; CASIMIRO, W. L. 2011. Reconstrução de uma serie histórica de descarga de sedimentos usando imagens de satélite MODIS nos rios da Amazônia peruana. **Anais XV Simpósio Brasileiro de**

Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.5356. Disponível em:

< <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2011/files/p0471.pdf>> Acesso em: 02 de fev. de 2013.

WACHHOLZ, F. **Compartimentação aquática do reservatório Rodolfo Costa e Silva-RS, a partir de variáveis limnológicas e imagens orbitais**. 2007 . 97f.. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

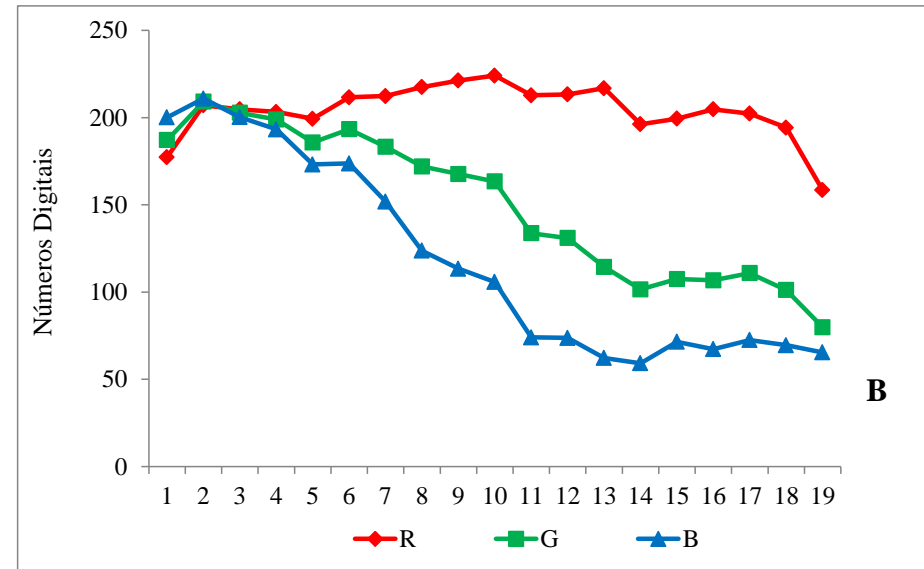
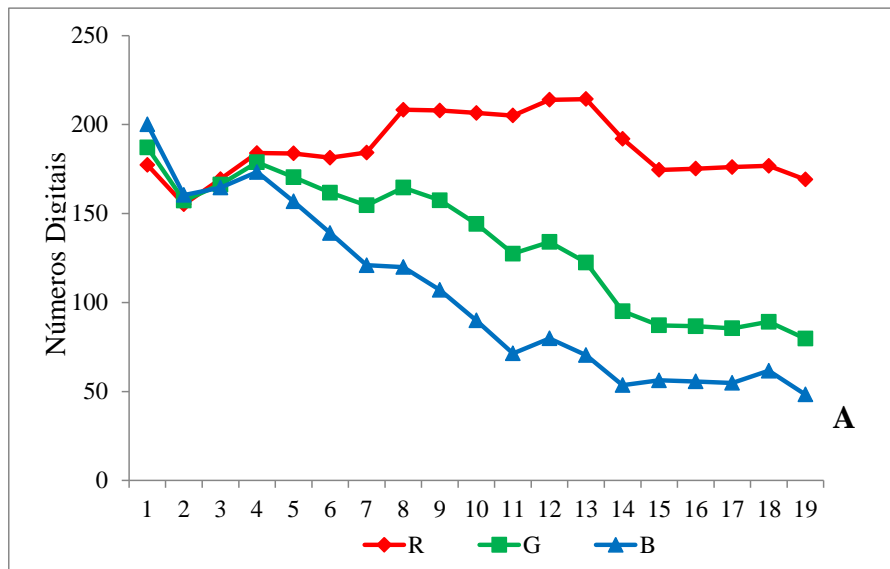
XAVIER, C. DA F. **Avaliação da Influência do uso e Ocupação do Solo e de Características Geomorfológicas sobre a Qualidade das Águas de dois Reservatórios da Região Metropolitana de Curitiba – Paraná**. (Dissertação de mestrado, UFPR).Curitiba; 2005, 167p.

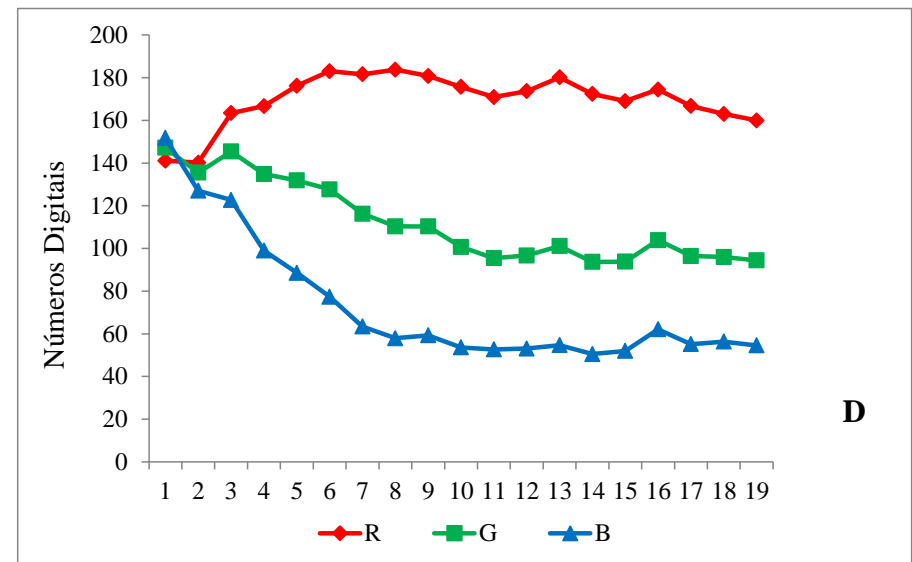
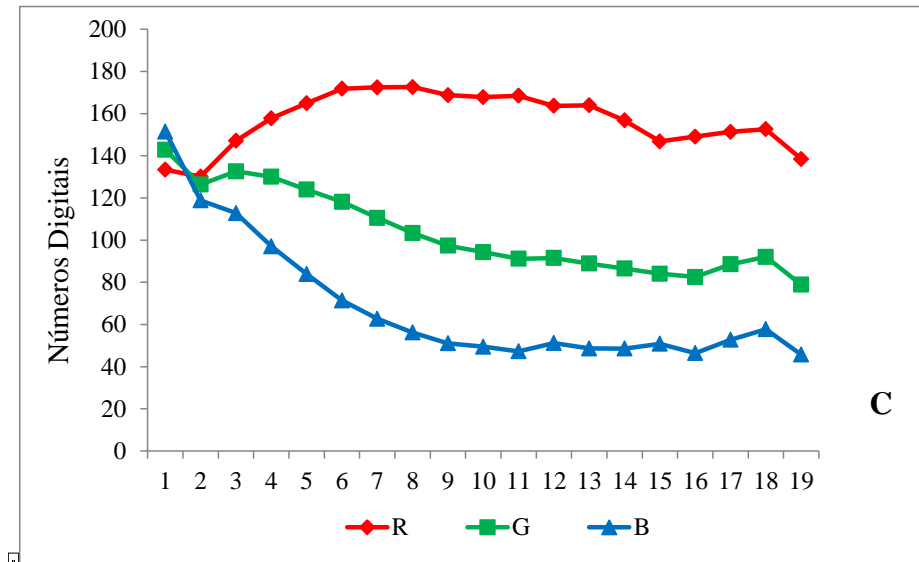
ZHANG, M. Z.; SEOW, M.; LI TAO, L.; ASARI, V. K.A tunable high-performance architecture for enhancement of stream video captured under non-uniform lighting conditions. *Microprocessors and Microsystems*, v. 32 (7), p. 386–393, 2008.

ZHENGJU, W.; JIANMING, H.; GUISEN, D.; Use of satellite imagery to assess the trophic state of Miyun Reservoir, Beijing, China. **Environmental Pollution**, n. 155, p. 13–19, 2008.

ANEXOS

Anexo 1: Comportamento das faixas espectrais RGB com a variação do TSS na água.





Comportamento das faixas espectrais RGB com a variação de TSS na água. (A= solo orgânico/inorgânico com filtro polarizador, B= solo orgânico/inorgânico sem filtro polarizador, C= solo inorgânico com filtro polarizador, D= solo inorgânico sem filtro polarizador).
 Fonte: O autor.

ANEXO 2: Representação das imagens digitais com o uso do filtro polarizador para as diferentes tonalidades de cores em cada concentração de TSS.



ANEXO 3: Representação das imagens digitais sem o uso do filtro polarizador para as diferentes tonalidades de cores em cada concentração de TSS.

