

**ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA
EM RESERVATÓRIOS DE HIDRELÉTRICAS UTILIZANDO
TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO**

SIMONE PEREIRA FERREIRA

**ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA
EM RESERVATÓRIOS DE HIDRELÉTRICAS UTILIZANDO
TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-
-Graduação em Sensoriamento Remoto da
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
como requisito parcial para a obtenção do
grau de Doutor em Sensoriamento Remoto.

ORIENTADOR: RITA DE CÁSSIA MARQUES ALVES

Porto Alegre
Novembro de 2015

Pereira Ferreira, Simone

Estimativa de emissões de gases de efeito estufa em reservatórios de hidrelétricas utilizando técnicas de sensoriamento remoto /

Simone Pereira Ferreira. — Porto Alegre, 2015

xvii, 85 f. : il. ; 29cm

Tese (doutorado) — Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Orientador: Rita de Cássia Marques Alves

1. Metano. 2. Dióxido de carbono. 3. Landsat. 4. Cerrado.
5. índices de vegetação. I. Título.

Dedico aos meus três amores: Flavio, Mariana e Pedro

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço a minha família, obrigada por tudo, tudo mesmo, que vocês fizeram por mim e para mim.

Não posso deixar de agradecer também:

- minha orientadora Profa. Dra. Rita de Cássia Alves, pela oportunidade, confiança e apoio;
- todo pessoal do CEPSRM (secretarias, portaria e limpeza);
- CAPES pela bolsa;
- aquelas pessoas que me enviaram material que me auxiliou muito nessa longa e solitária jornada: Frederico Q. Amaral (IBAMA), Dra. Reshu Agarwal e Prof. Dr. Marco Aurelio dos Santos (PPE/UFRJ)

*“Quando a situação for boa, desfrute-a.
Quando a situação for ruim, transforme-a.
Quando a situação não puder ser transformada, transforme-se”*
(papel de embrulho da padaria Continental - Bagé/RS)

Resumo

A conversão de energia a partir de usinas hidrelétricas foi considerada por muito tempo uma forma de produção limpa. No final do século passado alguns estudos demonstraram que os reservatórios poderiam ser emissores potenciais de Gases de Efeito Estufa (GEEs). A participação da energia hidráulica na matriz energética nacional é de 12%, sendo que dentre as fontes renováveis é da ordem de 29% e gera aproximadamente 60% da eletricidade produzida no país.

O enchimento dos reservatórios está associado a altas taxas de atividade bacteriana e produção de GEEs. Grande parte da biomassa inundada é decomposta nos primeiros anos, os níveis baixos de oxigênio nas camadas profundas próximas ao sedimento favorecem a geração de metano. O aumento do nível da água faz com que sejam alagadas áreas que antes estavam emersas, com isso ocorre a liberação de nutrientes e a conseqüente produção de CO_2 e CH_4 .

As coletas de dados *in situ* consomem muito tempo, possuem custo relativamente alto e frequentemente falham ao delimitar regiões heterogêneas. A obtenção de dados a partir de sensores orbitais é uma ótima alternativa, e favorece uma maior resolução espacial e temporal das informações, além de permitir a análise das transformações do corpo d'água.

O objetivo deste trabalho é estimar as emissões de gases de efeito estufa em reservatórios de hidrelétricas utilizando imagens Landsat TM e OLI.

A metodologia desenvolvida neste trabalho compreende as etapas das correções geométricas e radiométricas, recorte e processamento. Para calcular a estimativa de CH_4 e fluxo de CO_2 foi necessário calcular índices de vegetação e identificar características como biomassa, índice de área foliar, atividade fotossintética, produtividade.

Os resultados gerados por este trabalho são do CH_4 estimado no enchimento do lago da represa da UHE Serra do Facão, e do fluxo de CO_2 na fase rio e no entorno do reservatório. Os valores estimados de metano são similares aos publicados no Relatório de Referência do Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT) e a outros trabalhos desenvolvidos em reservatórios tropicais, mesmo com métodos diferentes de obtenção de resultados. O carbono atmosférico é inversamente proporcional a absorção do carbono pelas plantas. As áreas com maior atividade vegetativa mostraram os valores mais elevados no fluxo de CO_2 . O método de determinação do fluxo de CO_2 utilizando imagens orbitais constitui uma forma de mensuração indireta e permite estimar o comportamento do gás no processo

de fotossíntese da planta, sem a necessidade de derrubada de árvores como amostras para obtenção de dados.

Palavras-chave: Metano, Dióxido de carbono, Landsat, Cerrado, Índices de vegetação.

Abstract

Energy conversion from hydropower plants was considered a form of clean production for a long time. At the end of the last century some studies have shown that these reservoirs could be potential source of greenhouse gases. The share of hydropower in the national energy matrix is around 42%, generating about 90% of all electricity produced in Brazil.

The reservoirs filling is associated with high rates of bacterial activity and production of greenhouse gases. Much of the flooded biomass is decomposed in the early years, low oxygen levels in the deep layers near the sediment promote methane generation. The rise in water level flooded areas that once were dry, like wetlands, releasing nutrients and producing CO_2 and CH_4 .

Obtaining data *in situ* taking time and have high cost and often fail to define heterogeneous regions. Orbital data from sensors can obtain information with a higher spatial and temporal resolution, allowing the analysis of the transformations of the water body.

The methodology developed in this work comprises the steps of geometric and radiometric corrections, cropping and processing. As part of the methodology it is necessary to calculate vegetation indices to identify vegetation characteristics such as biomass, leaf area index, photosynthetic activity, productivity.

The results generated by this work are the CH_4 estimated at filling the UHE Serra do Facão dam lake and the depletion zone and flow of CO_2 in river phase and around the reservoir. The estimated methane values are in agreement with the published in the Brazilian Reference Report and other works developed in tropical reservoirs, even with different methods of achieving results. The atmospheric carbon is inversely proportional the carbon uptake by plants. Areas with greater vegetative activity showed higher values in the flow of CO_2 . The method of determining the flow of CO_2 using satellite images is a form of indirect measurement and allows estimating the gas behavior in plant photosynthesis process, without need to deforest to obtain data.

Keywords: Methane, Carbon dioxide, Landsat, Cerrado, Vegetation Index.

Lista de Figuras

| | | |
|------|---|----|
| 2.1 | Balanco Energético. fonte: http://www.ipcc.ch/graphics/ar4-wg1/jpg/faq-1-1-fig-1.jpg adaptada por Männich (2013). | 7 |
| 2.2 | Emissão de gases no período de 1984 - 2012 (World Meteorological Organization, 2013a) | 8 |
| 2.3 | Representação dos fluxos de gases em reservatórios (IHA, 2008). | 12 |
| 2.4 | Estrutura de um reservatório de hidrelétrica | 15 |
| 2.5 | Compartimentação de um reservatório/lago (ESTEVES, 2011) | 16 |
| 2.6 | localização das áreas alagadas entre o sistema terrestre e águas profundas (MITSCH; GOSSELINK, 2007). | 17 |
| 2.7 | Ciclo do carbono (BURGESS,) | 19 |
| 2.8 | Ciclo do Carbono em ambientes aquáticos naturais (TREMBLAY et al., 2011). | 20 |
| 2.9 | Porcentagem de reflectância da água limpa(JENSEN, 2007) | 26 |
| 2.10 | Comportamento espectral da vegetação. Adaptado de (LILLESAND et al., 2014) | 28 |
| 3.1 | Localização do Reservatório da UHE Serra do Facão | 32 |
| 3.2 | Fitofisionomias do cerrado. | 33 |
| 3.3 | Gráfico da Normal climatológica da chuva 1961-1990 na estação do INMET do município de Catalão (GO). Fonte: INMET | 34 |
| 3.4 | Altimetria da região ocupada pelo reservatório da UHE Serra do Facão. Fonte: ZEE do estado de Goiás. | 35 |
| 3.5 | Uso do Solo 2006 | 36 |
| 3.6 | Uso do Solo 2014 | 37 |
| 3.7 | Recorte da área de estudo UHE Serra do Facão | 38 |
| 3.8 | Fluxograma da metodologia para estimativa da emissão de CH_4 e fluxo de CO_2 com imagens Landsat | 39 |
| 4.1 | Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em setembro/2009 | 51 |
| 4.2 | Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em fevereiro/2010 | 52 |
| 4.3 | Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em abril/2010 | 53 |
| 4.4 | Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em abril/2011 | 54 |
| 4.5 | Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em abril/2014 | 55 |

| | | |
|------|---|----|
| 4.6 | Estimativa de emissão de metano ($Kg/Km^2/dia$) do reservatório da UHE Serra do Facão no período setembro/2009 à fevereiro/2010 | 56 |
| 4.7 | Estimativa de emissão de metano ($Kg/Km^2/dia$) do reservatório da UHE Serra do Facão no período fevereiro/2010 à abril/2010 | 57 |
| 4.8 | NDVI da área da UHE Serra do Facão em setembro/2009 | 58 |
| 4.9 | NDVI da área da UHE Serra do Facão em fevereiro/2010 | 59 |
| 4.10 | Chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2009 na estação do INMET do município de Catalão (GO) | 59 |
| 4.11 | Chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2010 na estação do INMET do município de Catalão (GO) | 60 |
| 4.12 | Estimativa de emissão de metano ($Kg/Km^2/dia$) do reservatório da UHE Serra do Facão no período abril/2010 à abril/2011 | 60 |
| 4.13 | Chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2011 na estação do INMET do município de Catalão (GO) | 61 |
| 4.14 | chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2013 na estação do INMET do município de Catalão(GO) | 61 |
| 4.15 | Chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2014 na estação do INMET do município de Catalão (GO) | 62 |
| 4.16 | Resultados médios da emissão de metano calculado | 63 |
| 4.17 | Emissão de metano em reservatórios localizados em regiões de clima temperado (SANTOS, 2006) | 63 |
| 4.18 | Emissão de metano em reservatórios localizados em regiões de clima tropical (SANTOS, 2006) | 64 |
| 4.19 | Emissão de metano nos reservatórios do Relatório de Referência do MCT (SANTOS, 2006) | 64 |

Lista de Tabelas

| | | |
|-----|--|----|
| 3.1 | Parâmetros do Landsat TM (CHANDER et al., 2009) | 36 |
| 3.2 | Parâmetros do Landsat OLI/TIRS (BROCHADO; MACARRINGUE, 2014) | 38 |
| 3.3 | Datas das imagens | 39 |
| 4.1 | Índices calculados para estimar o fluxo de CO ₂ no mês de setembro 2009 | 51 |
| 4.2 | Índices calculados para estimar o fluxo de CO ₂ no mês de fevereiro 2010 | 52 |
| 4.3 | Índices calculados para estimar o fluxo de CO ₂ no mês de abril 2010 | 54 |
| 4.4 | Índices calculados para estimar o fluxo de CO ₂ no mês de abril 2011 | 55 |
| 4.5 | índices abril 2014 | 55 |
| 4.6 | Índices calculados para estimativa de metano (Kg/Km ² /dia) no mês de fevereiro 2010 | 57 |
| 4.7 | Índices calculados para estimativa de metano (Kg/Km ² /dia) no mês de abril 2010 | 58 |
| 4.8 | Índices calculados para estimativa de metano (Kg/Km ² /dia) no mês de abril 2011 | 58 |
| 4.9 | Índices calculados para estimativa de metano (Kg/Km ² /dia) no mês de abril 2014 | 61 |

Lista de Símbolos

| | |
|----------------|-------------------------------|
| ϵ | emissividade |
| ρ | Reflectância de superfície |
| ρ_λ | Reflectância aparente |
| CH_4 | Metano |
| CO_2 | Dióxido de Carbono |
| H_2O | Água |
| ICO_2 | índice de Carbono Atmosférico |
| Kg | Quilograma |
| kWh | Quilowatt-hora |
| L_λ | Radiância |
| Mt | Mega tonelada |
| N_2O | Óxido Nitroso |
| O_2 | Oxigênio |
| OH | Hidroxila |

,

Lista de Abreviaturas

AIRS Atmospheric Infrared Sounder.

ANEEL Agência Nacional de Energia Elétrica.

APP Área de preservação permanente.

CID carbono inorgânico dissolvido.

COD carbono orgânico dissolvido.

COT carbono orgânico total.

DBO Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DOS Dark Object Subtraction.

EPSG European Petroleum Survey Group.

ETM+ Enhanced Thematic Mapper Plus.

EVI Enhanced Vegetation Index.

Ft Fator de temperatura.

GEEs Gases de Efeito Estufa.

IAF Índice de Área Foliar.

INMET Instituto Nacional de Meteorologia.

INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

LDCM Landsat Data Continuity Mission.

LUE light-use efficiency.

MCT Ministério de Ciência e Tecnologia.

MO Matéria Orgânica.

MSS Multi-Spectral Scanner.

NASA Nacional Aeronautics and Space Administration.

NDVI Índice de Diferença Normalizada da Vegetação.

OD Oxigênio Dissolvido.

OLI Operational Land Imager.

PP Produtividade Primária.

PPB Produtividade Primária Bruta.

ppb Partes por bilhão.

PPL Produtividade Primária Líquida.

PRI Índice de Reflectância Fotossintético.

Ra Respiração autotrófica.

REM Radiação Eletromagnética.

RMS Erro médio quadrático.

SAVI Soil Adjusted Vegetation Index.

SIG Sistema de Informações Geográficas.

sPRI Índice de Reflectância Fotossintético reescalado para valores positivos.

TB Temperatura de brilho.

TIRS Thermal Infrared Sensor.

TM Thematic Mapper.

UHE Usinas Hidrelétricas de Energia.

USS U.S. Geological Survey.

WMO World Meteorological Organization.

ZEE Zoneamento ecológico econômico.

Sumário

| | |
|--|-------------|
| Agradecimentos | v |
| Resumo | vii |
| Abstract | ix |
| Lista de Figuras | x |
| Lista de Tabelas | xii |
| Lista de Símbolos | xiii |
| Siglas | xiv |
| 1 Introdução | 1 |
| 1.1 Justificativa | 3 |
| 1.2 Hipótese | 6 |
| 1.3 Objetivos | 6 |
| 1.3.1 Objetivo Geral | 6 |
| 1.3.2 Objetivos Específicos | 6 |
| 2 Revisão Bibliográfica | 7 |
| 2.1 Efeito Estufa | 7 |
| 2.1.1 Efeito estufa natural | 8 |
| 2.1.2 Emissão de gases de efeito estufa em reservatórios | 10 |
| 2.2 Reservatórios | 15 |
| 2.3 Ciclos Biogeoquímicos | 18 |
| 2.3.1 Carbono | 18 |
| 2.3.2 Decomposição aeróbia | 21 |
| 2.3.3 Decomposição anaeróbia | 22 |
| 2.3.4 Metano | 22 |
| 2.4 Sensoriamento Remoto | 24 |
| 2.4.1 Comportamento espectral | 25 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 2.4.2 | Índices de vegetação | 28 |
| 2.4.3 | Temperatura de superfície | 30 |
| 3 | Material e Métodos | 31 |
| 3.1 | Caracterização da área de estudo | 31 |
| 3.1.1 | Climatologia da região | 32 |
| 3.1.2 | Uso e ocupação do solo | 34 |
| 3.2 | Dados de satélites | 35 |
| 3.3 | Metodologia | 39 |
| 3.3.1 | Conversão para radiância | 40 |
| 3.3.2 | Conversão para reflectância | 40 |
| 3.3.3 | Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) | 42 |
| 3.3.4 | Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) | 43 |
| 3.3.5 | Índice de área foliar (IAF) | 43 |
| 3.3.6 | Índice de Reflectância Fotossintético (PRI) | 43 |
| 3.3.7 | Fluxo de CO ₂ | 44 |
| 3.3.8 | Temperatura de brilho | 44 |
| 3.3.9 | Emissividade | 44 |
| 3.3.10 | Temperatura de Superfície | 45 |
| 3.3.11 | Produtividade Primária Líquida | 45 |
| 3.3.12 | Fator de temperatura | 47 |
| 3.3.13 | Fator de produtividade | 47 |
| 3.3.14 | Estimativa de emissão de metano | 47 |
| 4 | Resultados e discussão | 49 |
| 4.1 | Fluxo de CO ₂ | 50 |
| 4.2 | Estimativa da emissão de metano | 56 |
| 5 | Conclusão | 65 |
| | Referências Bibliográficas | 67 |

Capítulo 1

Introdução

As fontes renováveis (recursos hídricos, biomassa e etanol, energia eólica e solar) são responsáveis por 39,4% da matriz energética brasileira. Nos países industrializados a matriz energética¹ formada por fontes renováveis é de aproximadamente 10% e nos em desenvolvimento 14%. Mais de 59,8% da energia elétrica brasileira é proveniente de usinas hidrelétricas (EPE, 2015). O Plano Decenal de Energia² prevê que o País terá 22 novas usinas hidrelétricas até 2024 (BRASIL, 2014).

Cerca de 74,6% da energia elétrica gerada no Brasil provem de fontes renováveis. A maior participação é da hidreletricidade, que responde por 59,8% da geração, é uma fonte de baixo custo e com tecnologia nacional. O Brasil é um dos países que menos emite gases de efeito estufa na produção de energia elétrica. Em 2010, enquanto a China emitiu 766 $kgCO_2/kWh$, os Estados Unidos 522 $kgCO_2/kWh$ e a União Europeia 404 $kgCO_2/kWh$, no Brasil esse indicador foi de apenas 70 $kgCO_2/kWh$, no ano de 2012 subiu para 82 $kgCO_2/kWh$ (EPE, 2015). Todas as formas de geração de energia afetam de algum modo, em diferentes graus o meio ambiente, pois, todas advêm da transformação dos recursos naturais. As chamadas energias renováveis podem também causar impactos, a energia eólica, frequentemente classificada como limpa, causa problemas de ocupação extensiva de terras, ruído e pode ser uma ameaça à vida de aves silvestres. A energia solar, apesar de não poluir na fase de operação, utiliza células fotovoltaicas cuja fabricação envolve a produção de materiais perigosos tais como o arsênico, cádmio ou silício inerte. A queima de biomassa, apesar da absorção do CO_2 emitido pelo replantio, polui a atmosfera com particulados. A biomassa também estaria associada à necessidade de extensas áreas voltadas para o cultivo de energéticos podendo deslocar o plantio de outras culturas voltadas ao consumo humano, exemplo do milho no mercado americano (BRASIL, 2007).

¹Toda energia disponibilizada para ser transformada, distribuída e consumida nos processos produtivos, é uma representação quantitativa da oferta de energia, ou seja, da quantidade de recursos energéticos oferecidos por um país ou por uma região.

²Estudos para a projeção da demanda e oferta de energia no horizonte decenal.

A participação da energia hidráulica na matriz energética nacional é de 12%, sendo que dentre as fontes renováveis é da ordem de 29% e gera aproximadamente 60% da eletricidade produzida no país. Há uma tendência de aumento de outras fontes, devido a restrições socioeconômicas e ambientais de projetos hidrelétricos e os avanços tecnológicos no aproveitamento de fontes não-convencionais. Contudo, há fortes indícios que a energia hidráulica continuará sendo, por muitos anos, a principal fonte geradora de energia elétrica do Brasil. Embora os maiores potenciais remanescentes estejam localizados em regiões com fortes restrições ambientais e distantes dos principais centros consumidores, estima-se que, nos próximos anos, pelo menos 50% da necessidade de expansão da capacidade de geração seja de origem hídrica (EPE, 2015; ANEEL, 2002).

Aproximadamente 60% dos 227 maiores rios do mundo foram fragmentados por barragens, desviados ou canalizados (World Commission on Dams, 2000). O Relatório do *World Commission on Dams* (World Commission on Dams, 2000) estimava aproximadamente 979 grandes reservatórios³ na América do Sul. No Sistema de Informações Geográficas (SIG) disponível no site (<http://sigel.aneel.gov.br/>) da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) existem 170 reservatórios e 441 Usinas Hidrelétricas de Energia (UHE) (informação coletada em Dezembro/2011).

Usina hidrelétrica é uma instalação que converte a energia potencial hidráulica em energia elétrica. Para isso, é necessário que exista um desnível hidráulico natural, ou criado por uma barragem, para captação e condução da água à turbina. A usina é composta por barragem, reservatório, casa de força, circuito hidráulico e subestação elevadora. O reservatório é formado pelo represamento das águas de um rio, por meio da construção de uma barragem (CERAN, 2012).

É considerado como usina hidrelétrica o aproveitamento com potência superior a 30MW . A UHE é responsável pela transformação de uma potência hidráulica em uma potência elétrica através do produto ($Q.h$), a vazão (m^3/s) contida no rio, pela altura de queda (m), definido pela diferença entre os níveis d'água máximo normal de montante e o nível de jusante. Com isso, quanto maior o volume e a queda, maior o potencial do aproveitamento na geração de eletricidade (CERAN, 2012).

A geração de energia a partir de usinas hidrelétricas foi considerada por muito tempo uma forma de produção limpa e renovável. No final do século passado alguns estudos demonstraram que os reservatórios poderiam ser emissores potenciais GEEs, como: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (RUDD et al., 1993; LOUIS et al., 2000).

Enquanto a combustão química de carvão, óleo combustível ou gás natural em usinas termelétricas produz principalmente gás carbônico (CO_2), nos reservatórios de hidrelétricas

³ Uma grande barragem é definida com pelo menos 15 metros de altura, enquanto as gigantes medem no mínimo 150m de altura, entre outros critérios (RIVERS, 2013)

a principal fonte do gás é a decomposição bacteriana (aeróbia⁴ e anaeróbia⁵) de material orgânico autóctone⁶ e alóctone⁷, que produz basicamente CO_2 , CH_4 e N_2O . Nos casos onde a geração hidrelétrica é inferior a $0,1 \text{ Wm}^{-2}$ de reservatório, existe a possibilidade das emissões de GEEs serem superiores às que seriam originadas de uma termelétrica produzindo uma quantidade equivalente de energia (ROSA; SANTOS, 2000).

1.1 Justificativa

Existem vários métodos e algoritmos para identificar a presença dos gases na atmosfera. Um dos algoritmos frequentemente utilizados é o de inversão, Engelen et al. (2001) o utilizou em conjunto com a teoria de estimação ótima (RODGERS, 1976) para detectar a coluna de CO_2 na faixa do infravermelho em sensores de alta resolução espectral, neste caso o Atmospheric Infrared Sounder (AIRS) a bordo do satélite Aqua da National Aeronautics and Space Administration (NASA).

Muitos dos sensores, técnicas e algoritmos utilizados recuperaram informações sobre os gases de efeito estufa na atmosfera. Os resultados obtidos por esses métodos são válidos quando se trabalha em escala subcontinental ou global, o que não é o caso desse trabalho.

No estudo feito por Rosa et al. (2004), os autores afirmam que se o estoque inicial da biomassa for conhecido e o ciclo do carbono bem compreendido, o fluxo dos gases pode ser calculado com bases teóricas. Eles levaram em consideração a latitude, o clima, a vegetação e a densidade de biomassa alagada pela represa. Outros trabalhos (RAHMAN et al., 2001; BAPTISTA, 2003; CERQUEIRA; FRANCA-ROCHA, 2007; JUNGES et al., 2007) demonstram a possibilidade da utilização dos índices espectrais de vegetação para estimar a biomassa, o estoque e o sequestro de carbono. Alguns métodos para estimar emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O são baseados na cobertura e uso do solo feita por imagens de satélite e modelos biogeoquímicos (COUNCIL, 2010).

O ecossistema das áreas alagadas tem sido estudado pela sua importância no ciclo biogeoquímico como fonte ou sumidouro de gases de efeito estufa, principalmente metano. Em regiões tropicais, onde as temperaturas são mais elevadas em relação às outras regiões, essas áreas são responsáveis por 60% do metano emitido por esse tipo de ecossistema (AGARWAL; GARG, 2009).

Os sensores Thematic Mapper (TM) e Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) a bordo dos satélites Landsat 5 (lançado em 1984) e 7 (lançado em 1999) respectivamente foram desenvolvidos para mapeamentos temáticos na área de recursos naturais. O seguinte satélite da série se chamou Landsat Data Continuity Mission (LDCM), foi lançado em 11

⁴Ocorre na presença de Oxigênio (O_2) livre e gera CO_2 e Água (H_2O) .

⁵Ocorre na ausência de O_2 , produz CO_2 , H_2O e compostos orgânicos complexos.

⁶Produzido no próprio ambiente aquático.

⁷ Introduzido no ambiente aquático por meio de despejos ou pelo arraste por água de chuva.

de fevereiro de 2013, o sensor que deu continuidade ao TM e ETM+ foi o Operational Land Imager (OLI) (USGS, 2012; EMBRAPA, 2009). Quando entrou em fase operacional foi renomeado para Landsat 8.

Com o TM é possível medir a atividade fotossintética das plantas, identificar áreas alagadas, calcular temperatura de superfície, com a vantagem de se poder trabalhar em áreas menores. Estudos utilizando sensores orbitais de média resolução espacial têm sido realizados na Índia para estimar metano (AGARWAL; GARG, 2007b; AGARWAL; GARG, 2009; AGARWAL et al., 2009), para classificação de áreas alagadas (AGARWAL; GARG, 2008) e cálculo da temperatura de superfícies alagadas (AGARWAL; GARG, 2007a; AGARWAL; GARG, 2010), na China para identificar áreas alagadas e emissão de metano em plantações de arroz (ZHANG et al., 2009; XIAO et al., 2005), na Austrália (AKUMU et al., 2010) para estimar emissões de metano em áreas alagadas, nos Estados Unidos para classificar áreas alagadas (BAKER et al., 2007; FROHN et al., 2009; KAYASTHA et al., 2012) e estimar emissão de metano (POTTER et al., 2006) e no Canadá para monitorar macrófitas e o nível da água (BASCHUK et al., 2012).

Os vegetais de espécies diferentes decompõe-se de forma diferente sob a água. As taxas de decomposição da fase terrestre são diferentes da fase em que as plantas se encontram sob a água. Plantas com baixo teor de celulose e lignina (ex. herbáceas) se decompõe com mais facilidade, troncos e galhos que ficam na região anóxica podem resistir vários anos. Em média, 40% do peso das plantas em decomposição é perdido após quatro meses de exposição a água (RICHEY, 1982). A magnitude e o padrão das emissões dependem da biomassa, área alagada e padrão de inundação, tipo de solo e profundidade (SANTOS, 2000).

O enchimento dos reservatórios está associado a altas taxas de atividade bacteriana e produção de GEE (GALY-LACAUX et al., 1999). Grande parte da biomassa inundada é decomposta nos primeiros dez anos (ROLAND et al., 2009), os níveis baixos de oxigênio nas camadas profundas próximas ao sedimento favorecem a geração de metano (LIMA, 2005; UTSUMI et al., 1998a). A decomposição da biomassa inundada representa a principal fonte de emissão de gases nos primeiros anos de operação de uma usina (ABRIL et al., 2005; GALY-LACAUX et al., 1999; TREMBLAY et al., 2005). A atividade bacteriana decompõe a fração orgânica do carbono, convertendo-a para formas inorgânicas e dissolvidas, como CO_2 e CH_4 . O aumento do nível da água faz com que sejam alagadas áreas que antes estavam emersas, com isso ocorre a liberação de nutrientes e a formação de CO_2 e CH_4 .

O CO_2 é produzido em condições aeróbias. Após a formação do lago a matéria orgânica alagada se decompõe liberando CO_2 em condições aeróbias e na zona anóxica ocorre a formação de CH_4 . O metano é produzido pela degradação anaeróbia dos compostos orgânicos. Quando produzido pela decomposição em áreas alagadas pode ser liberado por borbulhamento, dependendo da profundidade, ou difusão. O N_2O é produzido, principalmente, como um composto intermediário durante os processos de nitrificação⁸ e des-

⁸É a oxidação biológica da amônia, tendo como produto final o nitrato.

nitrificação⁹ que ocorre em ambientes óxicos¹⁰ e anóxicos¹¹ respectivamente (GUÉRIN et al., 2008).

Os principais métodos de medição dos gases utilizados em pesquisas no Brasil são: câmaras de difusão, funis, métodos micrometeorológicos, método de fluxo gradiente, técnica *eddy correlation*, técnica *relaxed eddy accumulation*, equação da camada limite, técnicas a laser, analisadores fotoacústicos e análise cromatográfica. As diferentes técnicas apresentam resultados distintos (SANTOS et al., 2002).

O método de cálculo mais utilizado para estimar as emissões de gases de efeito estufa em reservatórios é a **extrapolação**. "Uma vez que não é possível ter medidas diretas para mais do que alguns poucos dos reservatórios existentes [...]"(FEARNSIDE, 2008). As extrapolações também presumem uma emissão constante em toda a área (FEARNSIDE, 2008), não representando a heterogeneidade espacial, tanto no mesmo reservatório quanto de um para outro, e a variação temporal dos fluxos (SANTOS et al., 2008). As coletas de dados *in situ* consomem muito tempo e possuem custo relativamente alto e frequentemente falham ao delimitar regiões heterogêneas (KHORRAM et al., 1991). As emissões variam temporalmente, essas podem ser influenciadas por vários fatores: **temperatura**, regime de ventos, exposição ao sol, parâmetros, físicos, químicos e biológicos da água, profundidade, tipo de vegetação, idade do alagamento, temperatura da água e intensidade da correnteza.

A maior parte dos trabalhos sobre metano, desenvolvidos no Brasil, foram publicados a partir de 2000 (CHAGAS, 2010). A grande concentração das pesquisas é na região amazônica (FEARNSIDE, 1995; FEARNSIDE, 1996; KEMENES et al., 2007; ABRIL et al., 2005; DUMESTRE et al., 1999; FEARNSIDE, 2005; FEARNSIDE, 2008; FEITOSA et al., 2007; FRANKENBERG et al., 2008; GALY-LACAUX et al., 1999; LIMA, 2005; ROSA et al., 2004). Nenhum dos trabalhos descritos por Chagas (2010) é feito por pesquisadores da região Sul do Brasil. Chagas (2010) relata o alto custo dos trabalhos de campo, o que torna difícil a coleta de muitas amostras, em tempos diferentes, pela maior parte dos grupos de pesquisa brasileiros.

Os trabalhos encontrados na literatura, até o presente momento, se baseiam em dados de campo para estimar a produção de gases de efeito estufa em reservatórios de hidrelétricas, em poucas campanhas e em alguns pontos das represas. O Brasil possui inúmeros reservatórios, o que faz com que seja muito oneroso o acompanhamento da produção desses gases, tornando as informações escassas. Dos 170 reservatórios cadastrados no SIG da ANEEL, 151 são menores de 500 km² e nove maiores de 1000 km². Utilizando o sensoramento remoto a partir de sensores orbitais pode-se obter uma maior resolução espacial e temporal das informações, permitindo a análise das transformações do corpo d'água. A baixa resolução espacial dos sensores que comumente têm sido utilizados para esse fim,

⁹É a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular, tendo-se material orgânico como redutor.

¹⁰Na presença de oxigênio molecular.

¹¹É uma condição de ausência de oxigênio, mas com presença de nitratos e nitritos.

não permite que se possa estimar com maior acurácia as emissões da maioria dos reservatórios brasileiros. A identificação das regiões que são fontes ou sumidouros de carbono está diretamente associado com a acurácia e a resolução espacial e temporal das medidas de concentração dos gases.

Pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) utilizam Câmaras de difusão mantidas na superfície dos reservatórios para quantificar em tempo real CH_4 , CO_2 e N_2O num período de oito dias. Essas medidas contínuas possibilitam a identificação de fatores ambientais, tais como entrada de frentes frias e ações do vento na dinâmica dos fluxos de gases nos reservatórios, bem como a identificação de bolhas liberadas do sedimento para a superfície do reservatório resultante da alteração da pressão hidrostática. Uma das desvantagens dessa abordagem é com relação à limitação da área amostral do reservatório (ABE et al., 2008).

O desafio deste trabalho é permitir a estimativa espacial e temporal das emissões de uma forma contínua e econômica. A escolha das imagens Landsat (TM e OLI) se devem à sua resolução espacial, a presença da banda termal e a disponibilidade de imagens no período de enchimento do reservatório. Com a continuidade do programa Landsat ou a utilização de outro sensor com resolução espacial média-alta, com bandas em comprimentos de onda similares aos dos sensores TM e OLI será possível repetir o trabalho.

O sensoriamento remoto pode ser utilizado para o monitoramento de ambientes aquáticos e mudanças na superfície terrestre, pois possibilita uma visão do todo quando utilizado em grandes áreas. Com a utilização dos sensores TM e OLI, devido à sua resolução espacial (30m) e temporal (aproximadamente 2 visitas por mês, no caso do OLI) será possível estimar o comportamento do reservatório e suas emissões.

1.2 Hipótese

É possível estimar a emissão de CO_2 e CH_4 em reservatórios de hidrelétricas utilizando dados do Landsat TM e OLI.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo Geral

Estimar as emissões de gases do efeito estufa em reservatórios de hidrelétricas utilizando imagens do Landsat TM e OLI.

1.3.2 Objetivos Específicos

- identificar as variáveis que interferem no processo de geração e emissão dos gases;

Capítulo 2

Revisão Bibliográfica

2.1 Efeito Estufa

O efeito estufa é um sistema de controle natural da temperatura da Terra que faz com que a temperatura se eleve em aproximadamente 30 °C, alguns gases possuem extrema influência nesse sistema, por isso, são chamados de GEEs. Sem a presença desses gases a temperatura média da Terra seria -20 °C. O problema é o aumento da concentração desses gases, quanto maior, mais calor é retido. Isso é conhecido como **aquecimento global**, também chamado de **efeito estufa** pela similaridade com o processo natural. Aproximadamente um terço da radiação que chega a Terra é refletida de volta para o espaço, o restante, parte é absorvida pela atmosfera e a outra pela superfície, com isso a superfície se aquece e emite radiação infravermelha (figura 2.1) (UNEP, 2005).

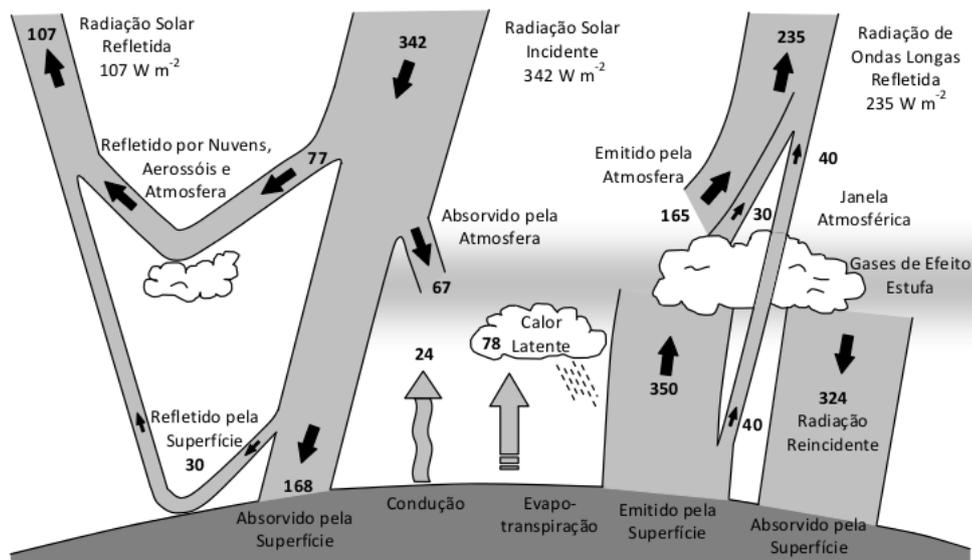


Figura 2.1: Balanço Energético. fonte:<http://www.ipcc.ch/graphics/ar4-wg1/jpg/faq-1-1-fig-1.jpg> adaptada por Männich (2013).

Este fato destaca o aspecto benéfico, pois cria condições para existência de vida da forma como se conhece. A intensificação do ‘efeito estufa’, o que ainda é muito discutido poderá aquecer o planeta e trazer consequências no clima e no ciclo hidrológico, afetando a fauna e flora na Terra, além de permitir o aumento do nível dos oceanos pelo derretimento de gelo nas zonas polares e pela expansão térmica da água do mar (UNEP, 2005).

A hipótese das ‘mudanças climáticas’, segundo o IPCC (IPCC, 2007; SOLOMON et al., 2007), provém do aumento da concentração dos GEEs, sendo assim a retenção da radiação de ondas longas (emitida pela Terra) será maior e, conseqüentemente, mais alta a temperatura do planeta. Essa teoria é baseada em fatores: aumento da temperatura média global do ar dos últimos 150 anos, resultados de modelos numéricos de simulação do clima e o aumento observado na concentração de CO_2 e outros GEEs atribuídos às atividades antrópicas. Embora no relatório do IPCC (SOLOMON et al., 2007) a conclusão é que haverá um aumento da temperatura média global, outros autores divergem dos resultados concluindo que haverá uma queda da temperatura média do ar (CHILINGAR et al., 2009).

Os fenômenos climáticos que impactam nas mudanças climáticas são muito complexos, para entendê-los é preciso utilizar conhecimentos sobre: a história das transformações geológicas e da vida na Terra, as relações Terra-Sol, a constituição da atmosfera, as relações entre calor e temperatura. As mudanças climáticas ocorrem devido à fatores naturais e antropogênicos. O efeito estufa da Terra tem mudado ao longos dos períodos geológicos, e continua sendo alterado em relação à temperatura e às concentrações dos gases que o compõe (ROSA et al., 2002). Na Figura 2.2 são apresentadas as médias anuais de crescimento dos referidos gases, onde pode-se observar que as taxas anuais são variáveis.

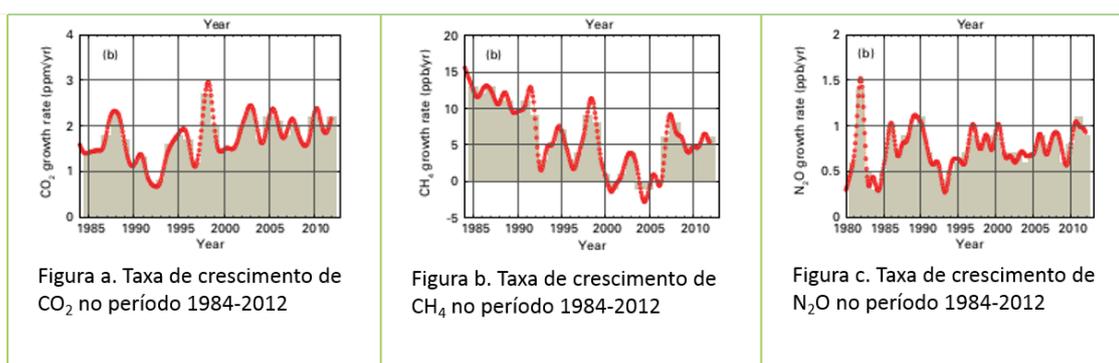


Figura 2.2: Emissão de gases no período de 1984 - 2012 (World Meteorological Organization, 2013a)

2.1.1 Efeito estufa natural

A fonte primária de energia para o planeta é o Sol. Ele emite energia na forma de radiação eletromagnética de ondas curtas com comprimento de onda predominante na faixa entre $0,1 \mu\text{m}$ a $4,0 \mu\text{m}$, compreendendo regiões espectrais do ultravioleta, luz visível e infravermelho. Uma parcela dessa radiação, aproximadamente 20%, é absorvida pela

atmosfera (figura 2.1), outra fração (49%) é absorvida pela superfície terrestre, enquanto outros 31% são refletidos para o espaço pela atmosfera, nuvens, aerossóis e pela superfície terrestre, em especial corpos mais refletivos como gelo, neve e areia (KIEHL; TRENBERTH, 1997).

A intensificação do efeito estufa é resultado da diferença entre a energia recebida do Sol e a energia reemitida pela Terra ao ser aquecida. A energia que a Terra recebe do Sol é basicamente através da luz branca e a energia emitida pela Terra, devido ao seu aquecimento, é através da radiação infravermelha. A variação da temperatura de um sistema depende da diferença entre a energia que entra e a energia que sai dele. A atmosfera é transparente para a luz branca, mas relativamente opaca (absorve toda a energia eletromagnética) para a radiação infravermelha. O que torna a atmosfera mais ou menos opaca à radiação infravermelha é, principalmente, o percentual de vapor de água e de dióxido de carbono presente na atmosfera (MORAES, 2002).

A atmosfera terrestre é composta (99%) por oxigênio (O_2) e nitrogênio (N_2), o argônio contribui com 0,9% e resta somente 0,1% para os outros gases, por isso, os GEEs são chamados de **gases traços**. Embora os GEEs estejam presente em uma quantidade ínfima, possuem alto potencial de interação com outros elementos químicos e absorvem e emitem a radiação infravermelha. Dentre os gases traço pode-se citar devido à importância para a química da atmosfera e o balanço radiativo da Terra, o CO_2 , vapor d'água, CH_4 , óxido nitroso (N_2O), ozônio (O_3) e clorofluorcarbonos (CFCs).

Gases de efeito estufa que ocorrem naturalmente incluem o vapor d'água (H_2O), dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e ozônio (O_3). Os que não ocorrem naturalmente incluem hidrofluorcarbonetos (HFCs), perfluorcarbonetos (PFCs) e hexafluoreto de enxofre (SF_6), que são gerados pelos processos industriais (UNEP, 2005). Embora, de acordo com o 4º Relatório do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) (IPCC, 2007), o vapor d'água seja o mais importante agente de efeito estufa, o CO_2 (tempo de vida médio = 100 anos) contribui mais para o aquecimento porque representa 55% do total das emissões mundiais. A quantidade de CH_4 (tempo de vida médio = 12 anos) emitida é bem menor, mas seu potencial de aquecimento é 21 vezes superior ao do CO_2 . No caso do N_2O (tempo de vida médio = 114 anos), a emissão é ainda menor, mas seu poder é 310 vezes maior do que o do CO_2 (IPCC, 2007).

O CO_2 é considerado um gás traço devido à sua baixa concentração atmosférica menos de 1%. Foi identificado por *Joseph Black* em 1754 como um gás produzido pela combustão, respiração e fermentação, comportando-se como um ácido e como componente de carbonatos minerais. *Joseph Fourier* em 1824 realizou uma experiência onde considerou a possibilidade de que a atmosfera da Terra poderia agir como algum tipo de isolante, essa é reconhecida como a primeira proposta do efeito estufa. *John Tyndall* em 1861 mostrou em seus experimentos que as moléculas de vapor d'água, CO_2 e Ozônio são absorvedoras de

radiação, mesmo em pequenas quantidades. Em 1894, *Arvid Högbom* descreveu que o CO_2 é fornecido para a atmosfera pelos seguintes processos (CALDEIRA, 2005):

- erupções vulcânicas e fenômenos geológicos;
- combustão de meteoritos carbonáceos nas altas regiões da atmosfera;
- combustão ou decaimento de corpos orgânicos;
- liberação de CO_2 dissolvido em corpos d'água;
- decomposição de carbonatos;
- liberação de ácido carbônico aprisionados mecanicamente em frações de minerais ou decomposição.

O metano (CH_4) é o hidrocarboneto¹ mais abundante na atmosfera terrestre. Em 2011 a concentração média foi de $1874^2/1758^3$ ppb⁴, seu tempo de vida na atmosfera é de 12 anos (BLASING, 2013). O CH_4 participa de várias reações químicas e fotoquímicas na troposfera e estratosfera, os produtos dessas reações potencializam o efeito estufa. De acordo com Rodhe (1990), aproximadamente 60% do efeito estufa antropogênico provém do CO_2 , 15% do CH_4 e 5% do N_2O , essas proporções (aproximadas) se mantêm até o relatório número 1108 do World Meteorological Organization (WMO) (World Meteorological Organization, 2013b). Na metade da década de 70, no século passado, foi identificada a importância desse gás na química da atmosfera, uma das características é sua distribuição com um acentuado gradiente de concentração em função da latitude, os maiores valores são encontrados próximos ao equador. A concentração é maior no hemisfério norte e em ambos hemisférios há uma variação sazonal (ALVALÁ et al., 1999). O aumento da concentração de metano é atribuído ao crescimento da população humana, e com isso o aumento da criação de gado, plantações de arroz, queima de combustíveis fósseis.

2.1.2 Emissão de gases de efeito estufa em reservatórios

Muitas pesquisas têm se dedicado a entender a complexidade dos processos biogeoquímicos e físicos responsáveis pelas emissões de GEEs após a criação de reservatórios. Embora, esperemo-nos que reservatórios sejam espacialmente heterogêneos (ROLAND et al., 2010), a maioria dos estudos de emissões de GEEs estimam em um único ponto, geralmente perto da barragem (PACHECO, 2014). Regiões mais próximas da entrada do rio apresentam

¹Composto químico constituído essencialmente por átomos de carbono e de hidrogênio. O metano é a molécula mais simples.

²Mace Head, Irlanda, zona temperada no hemisfério Norte.

³Cape Grim, Tasmânia, zona temperada no hemisfério Sul.

⁴Partes por bilhão (ppb).

maiores valores de emissão devido à influência da água do rio, rica em matéria orgânica, sendo que os valores diminuem em direção à barragem e aumentam novamente depois da barragem. Reservatórios tropicais de grande área e baixa capacidade de produção energética são mais propensos a ter emissões brutas que se aproximam das emissões por termelétricas do que aqueles com pequena área de reservatórios e elevada capacidade instalada (PACHECO, 2014).

Os impactos causados durante a fase de enchimento em reservatórios têm sido muito discutidos (RICHARD et al., 2005; ABE et al., 2005). Durante essa fase, ocorrem rápidos e intensos processos de transformação, causados pela transição abrupta do ambiente lótico para lêntico. O tipo de vegetação inundada é um fator importante nas transformações que ocorrem no reservatório durante a fase de enchimento. Os diferentes biomas, quando preservam suas características naturais, possuem diferentes quantidades de biomassa e, portanto, diferentes taxas de decomposição. Uma floresta tropical, por exemplo, contém, em média, três vezes mais carbono do que uma mata de cerrado e quatro vezes mais do que uma caatinga, podendo resultar em maiores taxas de emissão de GEEs (ABE et al., 2008).

No início das pesquisas sobre GEEs em reservatórios hidrelétricos a preocupação era com a Matéria Orgânica (MO) (autóctone) biodegradável após a inundação do reservatório, mas hoje sabe-se que há também a MO proveniente das regiões a montante (alóctone). Se a MO for sempre renovada, independente da sua origem, esse reservatório poderá ser fonte de GEEs para a atmosfera (SVENSSON, 2005).

Em reservatórios hidrelétricos, os GEEs podem ser gerados a partir da decomposição da MO presente na água ou depositada no sedimento. Essa matéria pode ser oriunda de diferentes fontes, dentre as principais: biomassa e MO do solo, submersos durante o enchimento do reservatório; MO (dissolvida e particulada) de origem alóctone proveniente da bacia de drenagem do reservatório (depende do uso e ocupação do solo); MO de origem autóctone, gerada no próprio sistema a partir da fotossíntese do fitoplâncton, perifíton e macrófitas aquáticas, que crescem na ou sobre a água ou no perímetro do reservatório, na Figura 2.3 são mostrados os possíveis caminhos do CO_2 e CH_4 em reservatórios hidrelétricos. Toda essa atividade pode ser chamada de Produtividade Primária (PP) e está intimamente relacionada com o suprimento de nutrientes, a radiação solar e a temperatura (IHA, 2008; ÅBERG et al., 2004; BAMBACE et al., 2007; MATVIENKO, 2004).

Os gases são formados quando a MO presente na água e no sedimento é degradada sob condições aeróbias e/ou anaeróbias, que produzem, principalmente, CO_2 e CH_4 . As emissões são afetada por vários fatores, como: características do reservatório, condições climáticas e a produtividade natural do ciclo do carbono. Os gases são liberados para a atmosfera de várias formas através da superfície da água e na vazão liberada da barragem. Nos reservatórios localizados em regiões boreais e temperadas as emissões são relativamente pequenas, se comparadas com fontes de combustíveis fósseis. Enquanto nos

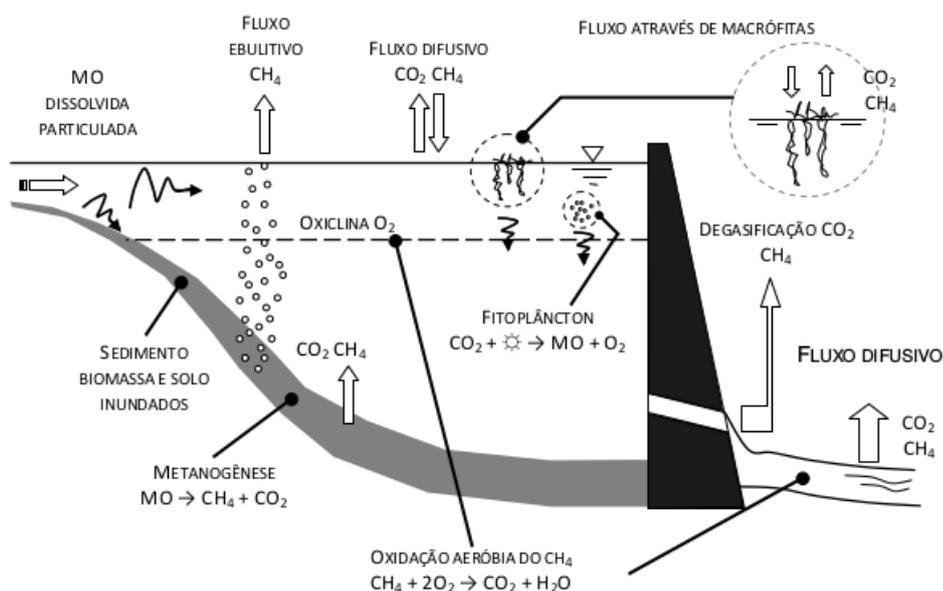


Figura 2.3: Representação dos fluxos de gases em reservatórios (IHA, 2008).

reservatórios de regiões tropicais, que combinam um ciclo rápido do carbono, elevadas concentrações de MO e projetos com grandes áreas superficiais e profundidades relativamente baixas, os níveis de emissão são elevados. Com a temperatura mais elevada as taxas de decomposição são maiores (LOUIS *et al.*, 2000).

Para entender como ocorrem as emissões de gases em reservatórios é necessário o entendimento da interação e dinâmica dos ciclos biogeoquímicos, da hidrodinâmica e hidrologia da bacia. A complexidade do sistema é perceptível, pois vários fatores influenciam a variabilidade das emissões entre e intra reservatórios de diferentes localizações geográficas e climatológicas. Alguns fatores que atuam na variabilidade: características morfométricas, hidrológicas, ecológicas e operacionais, idade do reservatório, limnologia, aportes de nutrientes e carbono, temperatura, oxigênio dissolvido, tipo e densidade da vegetação inundada, fauna e flora aquática, tempo de residência, velocidade do vento e estrutura térmica, sendo as variáveis climatológicas umas das mais importantes (GOLDENFUM, 2012).

A emissão de GEEs em reservatórios é controlada pelo transporte físico no sedimento e na coluna d'água. O metano e o nitrogênio gasoso são menos solúveis que o dióxido de carbono, e por isso, se agregam em forma de bolhas. As bolhas crescem até o ponto que não conseguem ficar presas dentro do sedimento e sobem pela coluna d'água. O CO_2 como é solúvel tende a ficar mais tempo na água. Em águas rasas e em águas com profundidade superior a 30m o metano é emitido por difusão, porque a pressão não possibilita a formação de bolhas. Nas camadas superficiais a concentração de oxigênio aumenta e as bactérias presentes nessa camada podem produzir CO_2 a partir do CH_4 e essa região pode servir como um sumidouro do metano. Em condições ideais de temperatura a proporção de

carbono orgânico transformado em CH_4 fica entre 40-60% (CAO et al., 1996). A oxidação pode consumir 65% do metano produzido. A fotossíntese é um sumidouro de CO_2 (SANTOS et al., 2005). Algumas conclusões do estudo de Santos et al. (2005) são que águas rasas emitem mais metano do que as profundas, somente uma faixa que vai de 20 a 40m das margens emite metano por ebulição mas o CO_2 é emitido por todo o reservatório. Em sua pesquisa Keller e Stallard (1994) demonstraram que há uma forte correlação entre a profundidade da água e a emissão de CH_4 , quanto mais raso maior a emissão, o fluxo ebulitivo foi encontrado em regiões inferiores a 10m (ABRIL et al., 2005). Os fluxos de CH_4 são medidos na superfície da lâmina d'água e não na região do fundo, onde está a maior produção. O fluxo medido é resultante de todos os processos que ocorrem na água e no sedimento.

Os sedimentos constituem um importante repositório de materiais transportados para o reservatório (alóctone) e de materiais produzidos no próprio sistema (autóctone). A decomposição da matéria orgânica lábil nesses ambientes fornece a energia necessária para o crescimento de micro-organismos. Nesses habitats, ou na interface entre a camada óxica e anóxica ocorrem vários processos microbiológicos que resultam na produção, consumo e acúmulo de um amplo espectro de gases, desde aqueles completamente reduzidos (H_2, H_2S, CH_4, N_2), como parcialmente reduzidos (CO, NO, N_2O, COS), e completamente oxidados como o CO_2 (ADAMS, 2002; ABE et al., 2008).

A conversão do carbono para CH_4 , ao invés de CO_2 , torna-se determinante, visto que o seu potencial de aquecimento na atmosfera é 23 vezes superior ao causado pelo CO_2 . A transformação do carbono orgânico em CH_4 é muito variada dependendo do ambiente, podendo ser tão alta quanto a perda de carbono para os sedimentos, como ocorre nos lagos artificiais eutróficos do Canadá (RUDD; HAMILTON, 1978), ou apenas um décimo do carbono sedimentado como nos reservatórios da Holanda, onde a maior parte (60%) é decomposta por processos aeróbios (ADAMS; ECK, 1988). O metano é acumulado na atmosfera e não entra, diretamente, nos processos de fotossíntese e crescimento florestal (FEARNSIDE, 2004). A maior parte desses processos microbiológicos ocorrem rapidamente na interface água-sedimento. Enquanto que uma grande parte do CH_4 produzido nos sedimentos é consumida por bactérias metanotróficas que vivem na interface óxica-anóxica, parte do CH_4 pode ser transportado por difusão, convecção ou em forma de bolhas através da coluna de água e para a atmosfera (ABE et al., 2005; ABE et al., 2008).

A eutrofização das águas interiores é considerada um dos maiores problemas ambientais em nível mundial. Um conjunto de fatores aceleram a degradação da qualidade da água, tais como: aumento do material em suspensão particulado; aumento das substâncias dissolvidas, especialmente de matéria orgânica; diminuição da concentração de oxigênio na água e conseqüente potencial para anoxia no fundo, promovendo a liberação de fósforo

do sedimento, mortandade de peixes, entre outros fatores; presença de substâncias tóxicas na água derivadas de cianobactérias (ABE et al., 2008).

Santos et al. (2008) encontraram duas fases distintas nas emissões de gases nos reservatórios hidrelétricos. A primeira vai do estágio inicial de enchimento do reservatório até seus primeiros anos de existência, aproximadamente até os cinco anos, onde as emissões crescem rapidamente atingindo um pico em curto prazo e tendendo a decrescer ao longo dos anos. Esta fase corresponde à dominância da decomposição da biomassa pré-existente na área do reservatório sendo esta o principal componente da formação dos gases. A segunda fase corresponde à dominância das emissões permanentes do reservatório. Nesta fase, as principais fontes dos gases é a biomassa formada no próprio reservatório, a que chega ao reservatório pelos seus tributários e uma pequena contribuição da biomassa residual. Este fenômeno é mais claro no caso do CH_4 emitido por bolhas, excetuando o caso do reservatório de Três Marias.

Com o decorrer dos anos, após o enchimento, os reservatórios tendem a se estabilizar isso se deve ao decaimento das principais fontes de matéria orgânica que contribuem na produção de GEEs (LIMA; NOVO, 1999). ROSA et al. (2002) realizaram um estudo comparativo em sete reservatórios localizados em várias latitudes do território brasileiro com diferentes idades, observaram que as emissões entre as diferentes áreas de vegetação, como floresta amazônica, caatinga ou cerrado, não diferem muito entre si após o período de estabilização. Outra comparação importante entre reservatórios do Cerrado e Amazônia é o índice de emissão que leva em consideração as toneladas de carbono emitida por MWh. De acordo com KEMENES et al. (2008), a emissão de GEEs em reservatórios amazônicos é superior às emissões por termelétricas, sendo que, em reservatórios do cerrado, estudos vêm mostrando que essa realidade é bem diferente (ROLAND et al., 2010; OMETTO et al., 2013). KEMENES (2006) encontrou maior emissão de CO_2 do que CH_4 na hidrelétrica de Balbina. Resultado semelhante foi encontrado em Petit-Saut (GALY-LACAUX et al., 1999; ABRIL et al., 2005).

Além da variabilidade natural, não há um método padrão que permita a comparação dos resultados, conforme Goldenfum (2012). De acordo com Männich (2013), o fenômeno ainda carece de uma ferramenta de previsão baseada em relações empíricas de variáveis e parâmetros relevantes ou modelagem baseada nos processos envolvidos. Männich (2013) constata em seu trabalho que até aquela data a determinação das emissões de gases é realizada na superfície da água e nas proximidades do reservatório e que há a necessidade de uma abordagem espacial e temporal, que contemple toda a bacia hidrográfica.

2.2 Reservatórios

Os reservatórios são considerados corpos d'água intermediários entre rios e lagos, pois a entrada e a saída d'água por meio de uma barragem faz com que ocorra uma diminuição no tempo de permanência da água no reservatório, se comparado a um lago com a mesma morfometria (figura 2.4) (FORD, 1990; CASAMITJANA et al., 2003; ALCÂNTARA et al., 2011). O ecossistema aquático de um reservatório caracteriza-se por um conjunto complexo de conexões, uma vez que fazem parte de sistemas maiores, as bacias hidrográficas. A temperatura e sua distribuição espacial são fatores determinantes na dinâmica de sistema aquáticos, exerce influência nas reações químicas e processos biológicos (HORNE; GOLDMAN, 1994; ALCÂNTARA et al., 2011; KIMMEL et al., 1990). Os reservatórios com padrão dendrítico formam vários compartimentos, o que favorece a heterogeneidade espacial (TUNDISI et al., 2006).

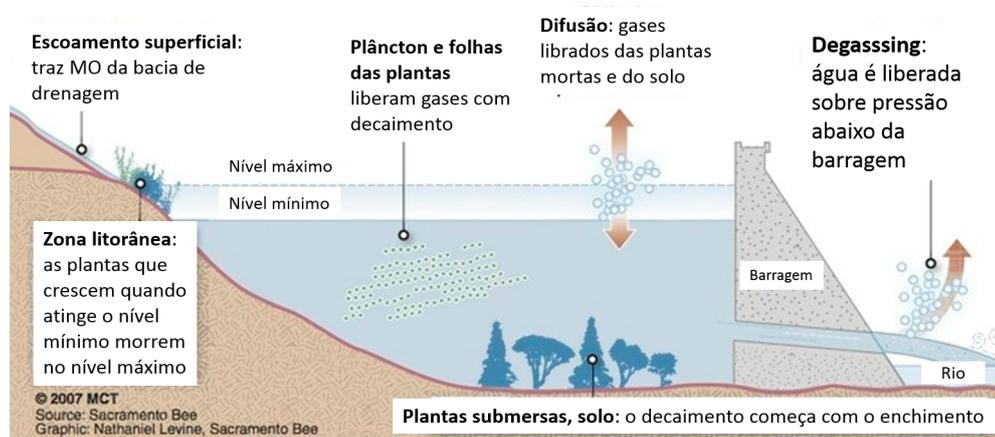


Figura 2.4: Estrutura de um reservatório de hidrelétrica

Ambientes aquáticos tais como lagos e represas apresentam três regiões distintas morfologicamente:

- a coluna de água também conhecida por região pelágica ou limnética;
- a zona profunda ou bêntica, concentrada no leito de fundo ou sedimento;
- a região litorânea, a qual possui influência do ambiente terrestre.

Ambientes lênticos, como reservatórios, são diretamente afetados por alterações de temperatura (estações do ano) a ponto de estratificar-se termicamente na ocasião de estações mais quentes. Isso acontece pela incidência luminosa através da lâmina de água promovendo o aquecimento das primeiras camadas, e a conseqüente redução de sua densidade, diferente das camadas de fundo que permanecem com temperaturas mais baixas e, logo, com densidade superior (figura 2.5).

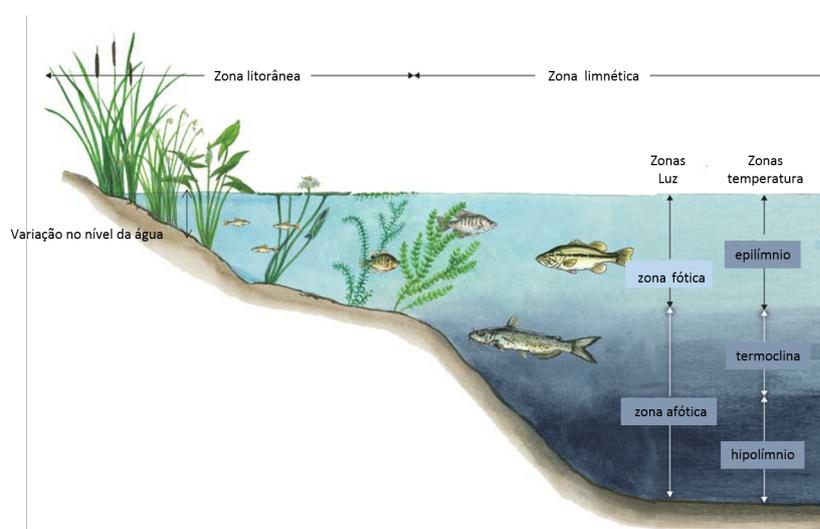


Figura 2.5: Compartimentação de um reservatório/lago (ESTEVES, 2011)

A zona litorânea está inserida entre os meios terrestre e o aquático, é caracterizada por inundações temporárias ou permanentes, havendo variação no nível da água e na vegetação, constituída principalmente por macrófitas. Toda vez que o nível mínimo operacional da hidrelétrica é atingido, a região litorânea é exposta, assim a vegetação herbácea, de fácil decomposição, cresce rapidamente, essa zona é conhecida como zona de deplecionamento. Quando o nível da água sobe, a biomassa se decompõe no fundo do reservatório, produzindo metano (FEARNSIDE, 2005). Essa zona é uma fonte permanente de emissão de gases, pois todo ano há uma variação no nível da represa, entre a estação seca e chuvosa.

Chen et al. (2009) ressaltam a necessidade de um maior número de dados da zona de deplecionamento de grandes reservatórios, para ajudar a recalcular as emissões de metano pelos mesmos. As fontes de carbono renováveis, como as de origem antropogênicas e o alagamento periódico da vegetação contribuem com um fluxo alto de emissão de GEEs na zona de deplecionamento.

De acordo com Mitsch e Gosselink (2007) as áreas alagadas, incluem as zonas litorâneas, podem ser definidas pelas seguintes condições (figura 2.6) :

- pela presença d'água, tanto, na raiz quanto na superfície;
- o solo possui condições diferentes do das adjacências;
- vegetação adaptada às condições úmidas.

Embora Mitsch e Gosselink (2007) considerem alguns aspectos para definir áreas alagadas, os mesmos consideram que é difícil obter uma definição precisa, pois:

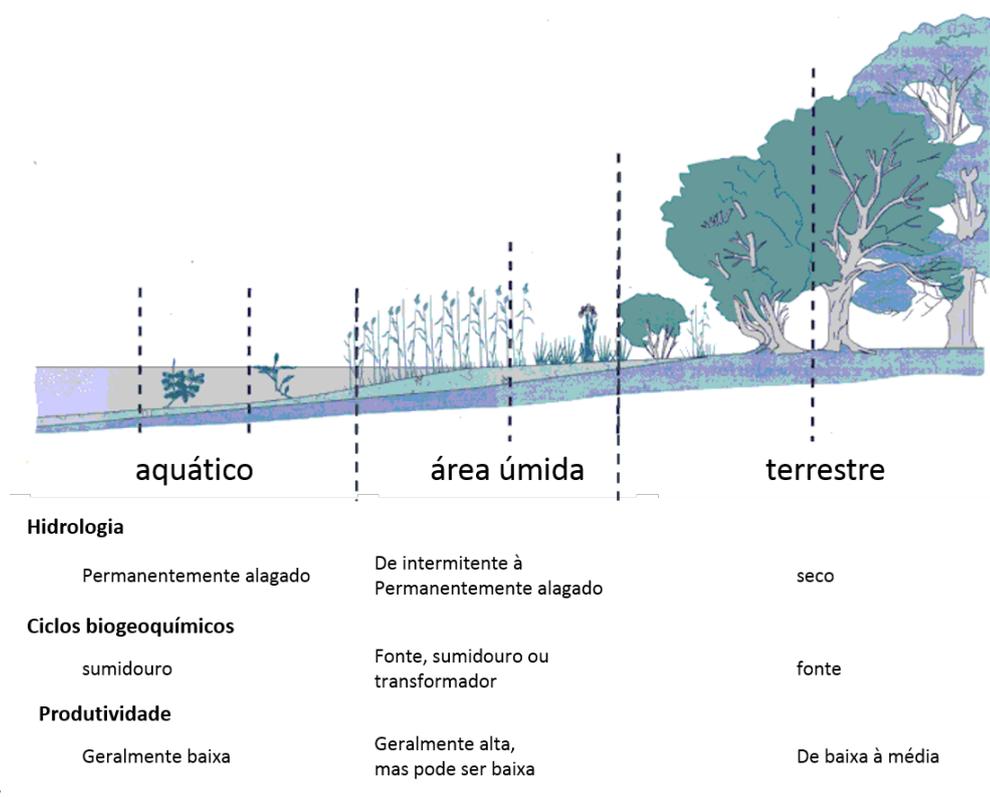


Figura 2.6: localização das áreas alagadas entre o sistema terrestre e águas profundas (MITSCH; GOSSELINK, 2007).

- a profundidade e a duração do período alagado varia entre as áreas alagadas e os anos;
- estão localizadas entre águas profundas e o ecossistema terrestre;
- muitas espécies (animais, plantas e micro-organismos) estão adaptadas para viverem tanto em ambientes aquáticos como terrestres;
- variam em tamanho e na localização geográfica;
- os usos e modificações também variam de uma área para outra.

As áreas alagadas apresentam um papel importante na regulação das trocas de gases de efeito estufa da e para a atmosfera. Tendem a ser sumidouros de carbono e nitrogênio e fontes de metano, óxido nítrico e compostos de enxofre, mas isso pode variar com o tempo, de um lugar para outro e entre os diversos tipos de áreas alagadas, contribuem com aproximadamente 50% das emissões de GEEs. (Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities, 2012).

A decomposição em áreas alagadas é um processo complexo que envolve processos aeróbios e anaeróbios. A decomposição da MO em condições anaeróbias é geralmente in-

completa, a falta de oxigênio é um dos principais fatores que determinam o volume de detritos das plantas. Os maiores componentes do ciclo do carbono podem ser vistos na Figura 2.7, várias reações utilizam carbono em áreas alagadas. Os processos mais importantes são: a respiração na zona aeróbia, metanogênese e as reduções de sulfato, ferro e nitrato na zona anaeróbia. Em áreas alagadas o carbono orgânico é convertido em compostos que incluem CO_2 e CH_4 e/ou armazenado em plantas, matéria vegetal morta, micro-organismos ou turfa (KAYRANLI et al., 2010). As áreas alagadas em climas tropicais emitem CH_4 durante todo ano e nas regiões temperadas, a produção ocorre nos meses mais quentes.

A metanogênese em áreas alagadas engloba os mecanismos fisiológicos das plantas e micro-organismos que são regulados por fatores climáticos, edáficos (influência do solo), altura da coluna d'água, pH. A ocorrência desses processos em ambientes heterogêneos resulta na grande variação nos fluxos de CH_4 , que frequentemente sofrem alterações na escala de metros e horas (BARTLETT; HARRISS, 1993). Uma parte do CH_4 produzido é oxidado por organismos metanotróficos, presentes nas camadas oxidadas e anóxicas do solo, antes de ser emitido para a atmosfera.

2.3 Ciclos Biogeoquímicos

Um dos principais pré-requisitos para evolução e manutenção da vida na Terra, são os ciclos biogeoquímicos. É um processo natural que por diversos meios recicla vários elementos em diferentes formas químicas, do meio ambiente para os organismos vivos, e depois, fazem o processo contrário, ou seja, trazem esses elementos dos organismos para o meio ambiente, por exemplo, o ciclo do carbono na Figura 2.7. Um ciclo biogeoquímico pode ser entendido como sendo o movimento ou o ciclo de um determinado elemento ou elementos químicos através da atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera da Terra, com organismos vivos que interagem no processo de síntese orgânica e decomposição dos elementos (ROSA et al., 2003).

2.3.1 Carbono

O carbono faz parte de dois principais gases de efeito estufa, o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2) e é o elemento químico mais abundante dentre os elementos dos ciclos biogeoquímicos. Entender o ciclo do carbono é fundamental para compreender os processos reguladores e o tempo de residência do CO_2 atmosférico, portanto as concentrações que regulam o efeito estufa (CALDEIRA, 2005). O ciclo do carbono (figura 2.7) é um ciclo biogeoquímico que mostra a troca de carbono na ecosfera (atmosfera, litosfera, hidrosfera e biosfera), os quais se encontram em permanente processo interativo (CONTI, 2001). Uma parte do carbono está na atmosfera como CO_2 , outra está dissolvida na água superficial e subterrânea. Os ecossistemas aquáticos continentais (figura 2.8) têm papel importante no fluxo global de carbono, mesmo com pequena contribuição em termos de área (COLE et al.,

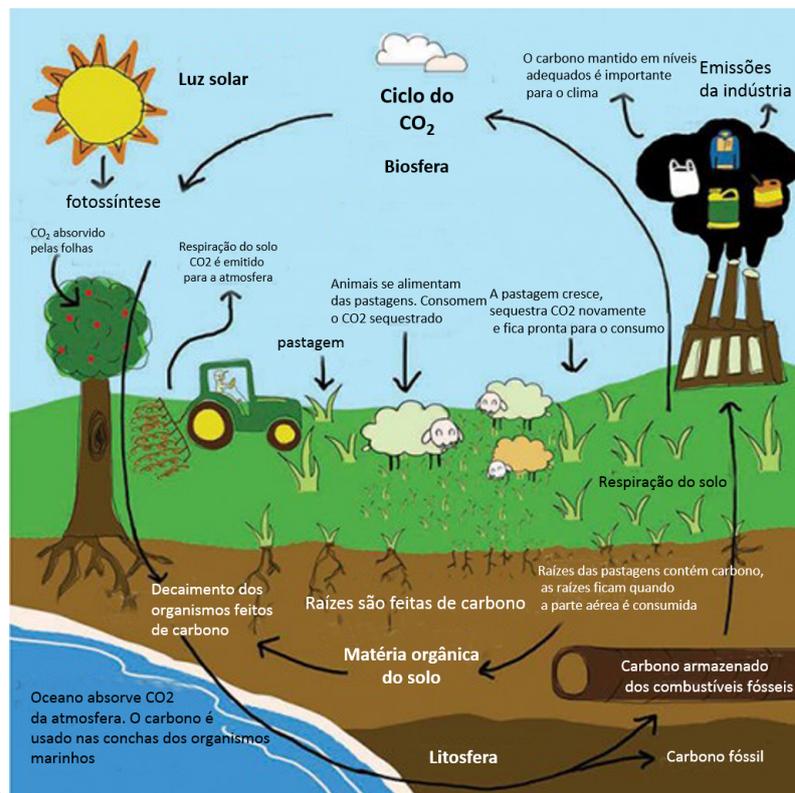
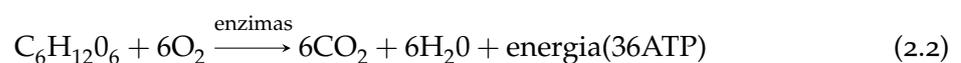


Figura 2.7: Ciclo do carbono (BURGESS,)

2007). A inserção do carbono em ambientes aquáticos ocorre por meio de distintas fontes, dentre as quais: poluição pontual de matéria orgânica, metabolismo e morte de plantas e de organismos aquáticos, dissolução de carbono atmosférico e escoamento superficial da bacia de drenagem (IHA, 2010).

O ciclo biogeoquímico do carbono em ambientes aquáticos (figura 2.8) ocorre de duas formas, uma aeróbia: fotossíntese (equação 2.1) e respiração aeróbia (equação 2.2), e outra anaeróbia: oxidação da matéria orgânica e metanogênese (equação 2.3). De uma forma simplista, o ciclo do carbono se resume a fotossíntese e respiração. A fotossíntese ocorre necessariamente na zona eufótica, pois a luz solar se constitui na fonte de energia para o processo, da qual seres autótrofos absorvem CO₂ e liberam O₂. O processo inverso é a respiração, onde os seres consomem O₂ e liberam CO₂.



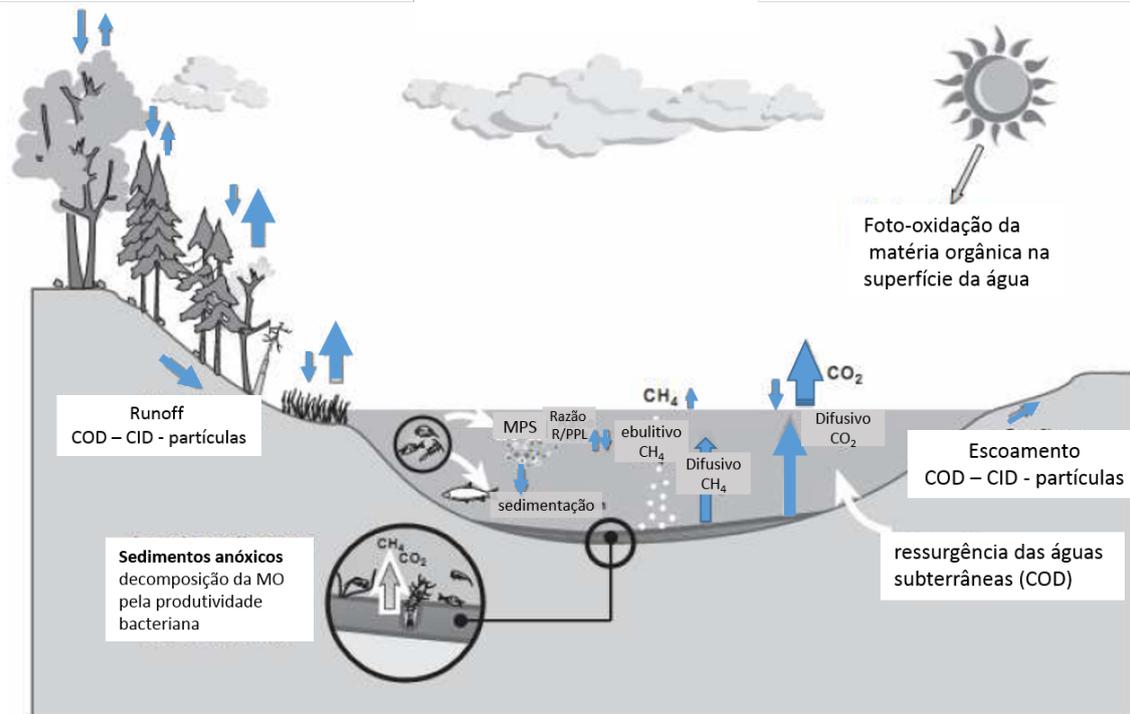


Figura 2.8: Ciclo do Carbono em ambientes aquáticos naturais (TREMBLAY et al., 2011).



A fotossíntese e respiração, juntamente com a degradação, regem o ciclo entre as formas de carbono predominantes, orgânico e inorgânico. Uma parte energia acumulada através da fotossíntese, realizada por seres autótrofos, é consumida para a manutenção do seu próprio metabolismo, e a outra é acumulada na forma de carboidratos (biomassa) no organismo, atividade também conhecida por Produtividade Primária Líquida (PPL). A liberação da energia ocorre por meio da respiração, na qual os organismos heterótrofos consomem parte da energia (carboidratos) disponibilizada pelos autótrofos para suprir suas necessidades vitais (SPIRO; STIGLIANI, 2003). O processo de degradação, desencadeado essencialmente por bactérias, age como sumidouro do carbono orgânico e fonte de carbono inorgânico.

O carbono que foi absorvido pelas plantas na fotossíntese pode seguir três caminhos:

- pela respiração é devolvido à atmosfera na forma de CO_2 (aproximadamente 50%);
- passa para os animais superiores via cadeia alimentar;
- pela morte e decomposição dos vegetais, volta a ser CO_2 (respiração microbiana).

O carbono absorvido, PPL, vai ser utilizado pela planta para formar as folhas, galhos, troncos e raízes. A quantidade de carbono armazenado nas plantas é pequeno se comparado aos oceanos e reservatórios de combustíveis fósseis, mas ao contrário desses pode voltar rapidamente à atmosfera (LAPOLA, 2007).

A fotossíntese (equação 2.1) transforma o carbono inorgânico (CO_2) em carboidratos (CH_2O), constituinte das moléculas dos seres vivos, pela captura da luz do sol. A reação é um processo de óxido-redução, na qual a H_2O doa elétrons (H) para reduzir o CO_2 e convertê-lo em carboidrato (CH_2O)_n. O oxigênio (O_2) livre é proveniente da água e não do CO_2 , o que significa que a água é o agente redutor no processo (GONZÁLEZ, 2005). Através deste processo as plantas acumulam carbono. Os vegetais utilizam aproximadamente metade dos carboidratos para a sobrevivência, o restante é acumulado no tecido vegetal, representado pela PPL. A decomposição da matéria orgânica, a Equação 2.3 é uma forma simplificada, nos ecossistemas aquáticos, produz CO_2 e CH_4 e libera nutrientes e carbono orgânico dissolvido (COD), fonte de energia para os decompositores (ENRICH-PRAST; PINHO, 2008).

No sedimento de lagos e/ou reservatórios a decomposição por vias aeróbias requer concentração de Oxigênio Dissolvido (OD). Quando este é totalmente consumido, o processo de decomposição passa a ser regido por meios anaeróbios. A decomposição anaeróbia promove a produção de ácidos orgânicos, os quais são decompostos formando CO_2 e CH_4 (SANTOS et al., 2005).

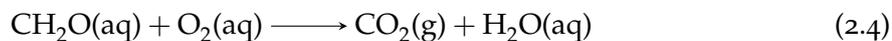
Carbono dissolvido pode ser dividido em COD e carbono inorgânico dissolvido (CID). O COD é gerado da decomposição de animais e plantas (ESTEVEZ, 1988). A variabilidade do COD em águas naturais depende de períodos de seca e chuva e dos processos internos da represa (decomposição, temperatura da água, estratificação, etc). O CID é o principal constituinte de águas interiores, serve de base para a produção orgânica e disponibilidade de gases e nutrientes (NASCIMENTO et al., 2011).

2.3.2 Decomposição aeróbia

O carbono presente na planta em decomposição será transformado em biomassa microbiana e em condições aeróbias será mineralizado até CO_2 . A idade das plantas e o teor de lignina também influenciam na decomposição, sendo que quanto mais compostos ricos em carbono maior a resistência à decomposição (SIMON, 2009).

A decomposição começa pela ação das archaeobactérias presentes na oxidação dos carboidratos (forma empírica CH_2O da Equação 2.4), são os compostos que fornecem energia

com maior facilidade. Esta primeira fase depende da existência de oxigênio e de matéria orgânica (FIORUCCI; FILHO, 2005).



Quando diminui a matéria orgânica, as bactérias nitrificadoras entram em ação, na sua tarefa de oxidar a amônia em nitritos (primeiro passo) e os nitritos em nitratos (segundo passo), também com consumo de oxigênio.

2.3.3 Decomposição anaeróbia

As áreas alagadas são fontes significantes de CH_4 porque provém um ambiente anóxico rico em matéria orgânica para as archaeobactérias metanogênicas. O fluxo para a atmosfera geralmente é uma fração da quantidade produzida e consumida nos solos, uma parte é oxidada antes de atingir a atmosfera. Em ambientes anóxicos o primeiro composto a ser utilizado como aceptor de elétrons após o O_2 é o NO_3^- proveniente da decomposição da matéria orgânica ou do nitrogênio da adubação do solo. Em solos alagados, o NO_3^- produz N_2O . O esgotamento dos compostos inorgânicos como aceptores de elétrons irá desencadear o processo no qual as archaeobactérias anaeróbicas metanogênicas utilizam os compostos orgânicos como aceptores de elétrons, transformando a matéria orgânica em CH_4 e CO_2 (PETERS; CONRAD, 1996).

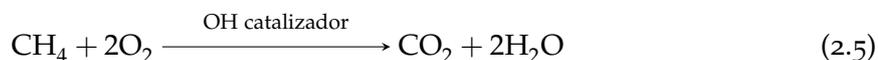
Na primeira fase da decomposição anaeróbia, um grupo de microrganismos (archaeobactérias metanogênicas) transforma as proteínas, os carboidratos e as gorduras, em ácidos orgânicos voláteis, os mais comuns são o ácido acético ($\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$) e o propiônico ($\text{C}_3\text{H}_6\text{O}_2$). Durante esta fase a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ou de carbono orgânico total (COT) é muito reduzida ou praticamente nula. Na segunda fase, um outro grupo de archaeobactérias estritamente anaeróbicas converte os ácidos orgânicos voláteis em metano e dióxido de carbono (equação 2.3).

2.3.4 Metano

Por meio da fotossíntese as plantas captam o CO_2 da atmosfera e o fixam no tecido vegetal. Após a morte da planta os resíduos orgânicos servem de substrato para os organismos decompositores (ROSA, 2010). A produção de metano é o passo final de uma série de processos de redução que iniciam com o alagamento do solo.

O metano é um sumidouro do radical hidroxila (OH) (equação 2.5), que é responsável pela remoção de diversas espécies químicas da atmosfera (o processo de oxidação produz moléculas mais solúveis em água e, portanto facilita sua remoção pela água da chuva), o aumento do metano pode reduzir a concentração de OH e com isso diminuir a capacidade

de oxidação ('limpeza') na atmosfera (ALVALÁ *et al.*, 1999). A equação 2.5 é o resultado de uma sequência de reações que iniciam com a reação entre o metano e o radical hidroxila na atmosfera. (BAIRD; CANN, 2008)



Uma das dificuldades é identificar a fonte e a variabilidade das concentrações de metano na atmosfera, visto que esse é proveniente de diversas fontes. O metano, tanto pode ser produzido pelas atividades antrópicas, quanto naturalmente pela decomposição bacteriana de matéria orgânica presente em ambientes anóxicos.

A produção natural de metano se dá pela degradação de material orgânico por archaeobactérias metanogênicas em meios anaeróbios, livres de oxigênio, tais como sedimentos aquáticos. As archaeobactérias necessitam de um meio livre de oxigênio, coluna d'água e matéria orgânica, abundante nos ambientes alagados, para produzir o metano. Essas bactérias podem viver em ambientes extremos com alta temperatura, hipersalinidade e extremos de pH, contudo, só produzem metano em ambiente anóxico. Os solos alagados representam um ambiente ideal para o desenvolvimento de bactérias metanogênicas, já que o meio anaeróbio é garantido pela presença da lâmina d'água (MARANI, 2007).

No ambiente alagado, o potencial de redução do solo se torna estratificado verticalmente, de modo que as condições redutoras aumentam com a profundidade (MOTERLE, 2011). A presença de oxigênio elimina a atividade das archaeobactérias metanogênicas, uma vez que estas são anaeróbicas obrigatórias, e, conseqüentemente, interrompe a produção de CH_4 (SASS *et al.*, 1992). A dinâmica do Carbono em reservatórios hidrelétricos envolve três compartimentos: sedimentos, água e atmosfera (OMETTO *et al.*, 2011).

A cadeia alimentar de muitos ambientes aquáticos é sustentada pelos organismos decompositores (bactérias) e pela entrada de matéria orgânica proveniente da bacia de drenagem (material alóctone). O metano dos reservatórios é produzido principalmente por archaeobactérias que participam do ciclo de decomposição subaquática do carbono existente na matéria orgânica remanescente da época da formação da represa ou levada, na forma de sedimentos, pelos rios que deságuam no reservatório.

O início da produção de CH_4 depende da quantidade de matéria orgânica facilmente biodegradável. A taxa de produtividade primária, temperatura, insolação e a taxa de decomposição são relativamente altas em áreas tropicais alagadas, a temperatura atua como fator limitante na produção de metano em ambientes aquáticos (ALVALÁ *et al.*, 1999; BOONE, 2000). Braz *et al.* (2012) apresentam a compilação de alguns valores de parâmetros ambientais propícios para a produção de metano, dentre os quais a temperatura da água que deve estar entre 15 e 37 °C.

Durante a metanogênese (equação 2.3) as archaeobactérias metanogênicas usam nitrato, sulfato, ferro, manganês, dióxido de carbono e compostos orgânicos intermediários como aceptores de elétrons (receptores) para formação do CH_4 em ambientes com concentrações reduzidas de OD. Os níveis desse influenciam o processo, uma vez que a metanogênese ocorre em ambientes com características redutoras (BODEGOM; STAMS, 1999).

As bactérias que oxidam metano são denominadas de metanotróficas, requerem unicamente CH_4 para se desenvolver. Elas obtêm energia e carbono da oxidação de CH_4 durante a decomposição de matéria orgânica. As bactérias que oxidam amônia também podem oxidar metano, entretanto, são incapazes de se desenvolver apenas com a oxidação de metano.

As reações de oxidação e redução, ou 'redox' são as reações onde ocorrem as transferências de elétrons. A oxidação de uma espécie envolve a perda de elétrons e a redução, o ganho. Assim, um sistema reduzido possui abundância de elétrons, enquanto, em um sistema oxidado existe baixa disponibilidade de elétrons (ATKINS; JONES, 2011). Os agentes oxidantes reduzem, pois retiram elétrons de substâncias redutoras diminuindo o seu número de oxidação, assim como, as espécies reduzidas se oxidam, tendo seu número de oxidação aumentado. A disponibilidade de água é o fator que afeta o processo de oxidação e redução dos solos. O alagamento do solo provoca a diminuição do oxigênio livre, devido à baixa taxa de difusão do O_2 na água, tornando um ambiente anaeróbico (MER; ROGER, 2001).

A formação e o transporte de gases em ambientes aquáticos são regidos por mecanismos biológicos, químicos e físicos. A princípio, os gases CO_2 , CH_4 e N_2O se acumulam sob a forma de bolhas no sedimento, até o momento em que vencem a resistência da água e emergem à superfície. Essa emissão pode ser desencadeada por difusão molecular, ebulição, advecção, ou mesmo, via transporte por plantas aquáticas. Todavia, durante o percurso pela coluna d'água, ao atingir zonas aeróbias, o CO_2 pode ser assimilado pelos processos de fotossíntese e o CH_4 pode ser convertido em CO_2 por ação de bactérias metanotróficas (HUTTUNEM; MARTIKAINEN, 2005; IHA, 2010). Dessa forma, a camada oxigenada do reservatório funciona como sumidouro de CH_4 (UTSUMI et al., 1998b) e a fotossíntese como sumidouro de CO_2 .

2.4 Sensoriamento Remoto

Sensoriamento remoto é a tecnologia de obtenção de informações sobre um objeto, área ou fenômeno, através da análise de dados adquiridos por um sensor que não está em contato com o objeto, área ou fenômeno (LILLESAND et al., 2014). As análises ambientais realizadas por meio de sensoriamento remoto dependem fundamentalmente da interação da Radiação Eletromagnética (REM) com o alvo em estudo e os fatores que influenciam

sua interação, além dos conceitos que envolvem a mensuração dessas interações (MENESES; ALMEIDA, 2012).

Essa área de pesquisa se dedica a compreender, medir e interpretar como cada objeto, em função de sua composição, absorve e reflete a energia contida na REM que incide sobre sua superfície. Esse conhecimento permite não apenas indicar os alvos na imagem como também conhecer a sua composição (MENESES; ALMEIDA, 2012).

O conhecimento do comportamento espectral dos alvos a partir dos sensores, nas diferentes regiões do espectro e a compreensão dos fatores que influenciam esse comportamento, é de extrema importância para a interpretação das imagens e para a escolha do tipo de processamento para extração eficiente das informações.

2.4.1 Comportamento espectral

Os primeiros usos do sensoriamento remoto para a observação de reservatórios datam dos anos 1970 quando foram utilizados dados do sensor Multi-Spectral Scanner (MSS) a bordo do Landsat 1 para mapear mudanças sazonais na superfície da água. Desde então, vários satélites com novos sensores que aumentavam a resolução espacial, espectral e radiométrica tornaram possíveis novas aplicações em ambientes aquáticos (LIMA et al., 2004). O Landsat TM foi utilizado por Abdon e Meyer (1991) para diferenciar espécies de macrófitas no lago de Tucuruí. Galvão et al. (2003) utilizaram o sensoriamento remoto para distinguir lagos de água doce de salgados, no Pantanal.

O Sensoriamento remoto, quando utilizado em sistemas aquáticos, estuda as variações na magnitude e qualidade espectral da radiação emergente da água para derivar informações quantitativas sobre o tipo e quantidade de substâncias presentes. Os principais componentes identificados são: fitoplâncton, matéria orgânica dissolvida e material orgânico em suspensão (NASCIMENTO, 2009).

Em um corpo d'água, o que se observa é a radiância emergente resultante do espalhamento causado pelos elementos em suspensão na zona eufótica, a transparência varia de poucos até dezenas de metros (BUKATA et al., 1981a). Cerca de 90% do fluxo emergente de um corpo d'água é originado dentro dele mesmo e é causado por este espalhamento (BUKATA et al., 1981b). A radiância está diretamente relacionada à reflectância, que é determinada pelas propriedades físicas e químicas dos alvos, a qual é conhecida como a assinatura espectral do alvo.

O comportamento espectral da água pura é determinado pelo espalhamento nos comprimentos de onda mais curtos. A turbidez da água é o efeito que o material em suspensão tem sobre a penetração da luz em uma dada coluna de água. É uma medida do espalhamento da luz, com isso, o aumento da turbidez ou dos sólidos em suspensão produz aumento da reflectância. Sedimentos em suspensão, pigmentos fotossintetizantes e maté-

ria orgânica dissolvida são os principais componentes responsáveis pelo comportamento espectral da água. As regiões de absorção e espalhamento desses é que vão definir a forma final da curva de reflectância. Quando fótons penetram num corpo d'água, podem ser absorvidos ou podem ser espalhados. A parte absorvida é transformada em energia química pela fotossíntese ou em energia calorífica através do aquecimento da água. O espalhamento é proveniente dos choques dos fótons com as partículas presentes na água. A magnitude dos processos de absorção e espalhamento está intimamente relacionada com a composição da coluna d'água, ou seja, com as concentrações dos materiais dissolvidos e/ou em suspensão (WATANABE et al., 2010; TRENTIN et al., 2009; BARBOSA et al., 2003).

A água pura apresenta reflectância elevada no intervalo espectral correspondente à luz azul (400-500 nm), diminui no verde e amarelo (520-580 nm), é fraca no laranja-vermelho (580-740 nm) e quase nula no infravermelho próximo (ROBIN, 1995 apud LIMA et al., 2005) (PEREIRA, 2008). Na água clara a luz vermelha é absorvida até aproximadamente 15m, enquanto a azul e vermelha são dissipadas, dando a cor azul ou verde-azulada à água. A presença de constituintes orgânicos (fitoplâncton, clorofila-a) e inorgânicos (minerais suspensos) na coluna d'água acarreta alterações significativas no comportamento da reflectância da água, como pode ser observado na Figura 2.9.

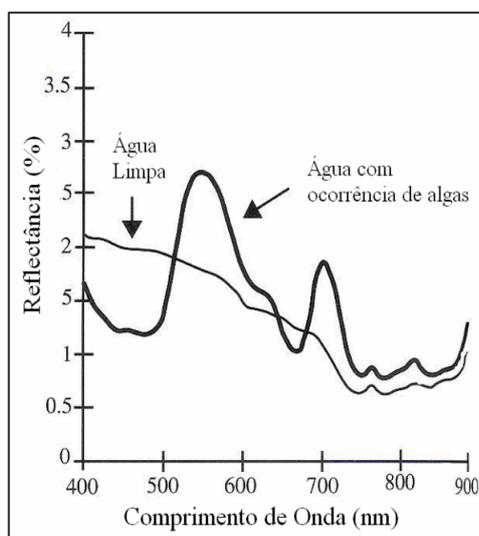


Figura 2.9: Porcentagem de reflectância da água limpa (JENSEN, 2007)

A clorofila é um dos principais responsáveis pela fotossíntese dentre os diversos pigmentos fotossinteticamente ativos, é um indicador da biomassa fitoplanctônica. Por isso, a concentração da clorofila pode ser considerada é uma medida indireta da quantidade de organismos clorofilados presentes em um ambiente aquático podendo determinar o estado trófico de um determinado sistema (PEREIRA, 2008). A concentração de clorofila na coluna d'água pode ser estimada usando uma razão simples entre o infravermelho próximo e o vermelho (705/670 nm) para baixas concentrações de clorofila (RUNDQUIST et al., 1996).

Durante o processo de decomposição de matéria orgânica por ação microbiana, antes de formar o dióxido de carbono e formas inorgânicas de nitrogênio, enxofre e fósforo, são formadas as substâncias húmicas. Essas removem nos primeiros centímetros da coluna d'água o componente azul da radiação incidente, fazendo com que o corpo d'água tenha uma cor amarelada (CURRAN; NOVO, 1988).

O comportamento espectral da vegetação, fundamenta-se na fisionomia que uma dada cobertura vegetal assume em um produto de sensoriamento remoto. O dossel da vegetação é constituído por elementos como: folhas, galhos, frutos, flores, etc. Dentre todos os elementos constituintes da vegetação, a folha constitui o principal deles. Para compreender as características de reflectância da radiação eletromagnética incidente sobre uma folha é necessário o conhecimento de sua composição química, principalmente tipo e quantidade de pigmentos fotossintetizantes, e de sua morfologia interna (distribuição e quantidade de tecidos, espaços intercelulares, etc). Uma folha típica é constituída de três tecidos básicos que são: epiderme, mesófilo fotossintético e tecido vascular. A folha é coberta por uma camada de células protetoras epidérmicas, na qual muitas vezes desenvolve-se uma fina e relativamente impermeável superfície externa. Abaixo da epiderme encontra-se o mesófilo fotossintético que frequentemente é subdividido numa camada ou em camadas de células paliçádicas alongadas, arranjadas perpendicularmente à superfície da folha, que formam o parênquima. As células do parênquima são ocupadas por seiva e protoplasma. No mesófilo estão os espaços intercelulares cheios de ar, os quais se abrem para fora através dos estômatos. Essa rede de passagem de ar constitui a via de acesso pela qual o CO_2 alcança as células fotossintéticas e o O_2 liberado na fotossíntese retorna à atmosfera (VENTURIERI et al., 2005).

Nota-se a excelente atividade fotossintética nas faixas do espectro correspondentes a luz violeta-azul e a luz vermelha, e pouca atividade na faixa do verde, uma vez que essa luz é quase completamente refletida pelas folhas. Aproximadamente 40 - 80% da energia do infravermelho próximo ($0,7 - 1,1\mu m$) é refletida devido a estrutura do mesófilo das folhas. A absorção na zona espectral do infravermelho médio é determinada pela presença de água. A Figura 2.10 apresenta o comportamento espectral da vegetação, onde podem ser observados os picos de reflectância e absorvância da vegetação saudável (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007). As características das folhas são geneticamente controladas, portanto, existem diferenças no comportamento espectral entre grupos geneticamente distintos (VENTURIERI et al., 2005).

O solo, geralmente, apresenta valores de reflectância intermediários entre a vegetação verde e a senil na faixa do visível e valores inferiores aos da vegetação em quaisquer condições na faixa do infravermelho próximo. Alguns fatores modificam o comportamento espectral dos solos, entre eles: o conteúdo de água e o teor de matéria orgânica.

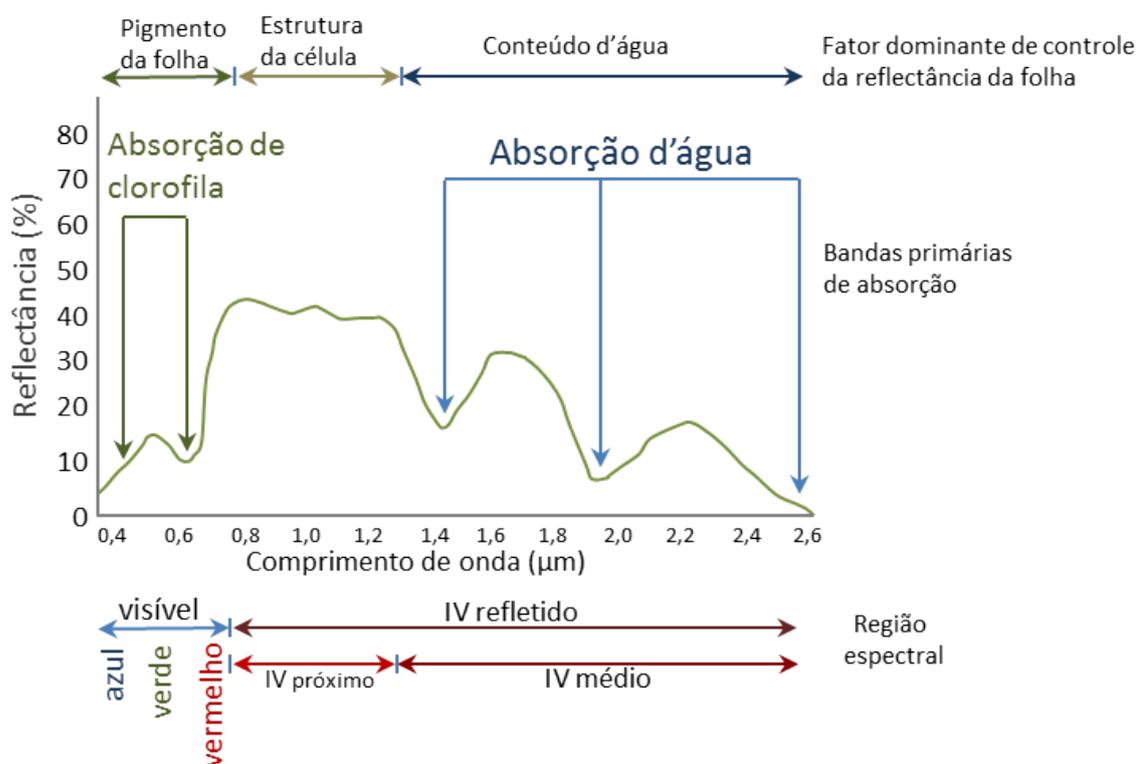


Figura 2.10: Comportamento espectral da vegetação. Adaptado de (LILLESAND et al., 2014)

2.4.2 Índices de vegetação

Nas últimas décadas ocorreram avanços consideráveis nas tecnologias utilizadas nos satélites ambientais, aumentando a quantidade de informações disponíveis sobre a superfície terrestre. Assim, tornou-se possível o monitoramento da evolução espacial e temporal das mudanças na cobertura vegetal em locais que não podem ser cobertos pelas técnicas de medição convencionais (BASTIAANSEN, 2000).

A distribuição espacial e temporal da cobertura vegetal de uma região é fortemente influenciada por um conjunto de fatores ambientais, entre eles, as condições climáticas, topografia, solos e suas propriedades associadas. A vegetação pode ser utilizada como um indicador das condições ambientais (CO_2 , ozônio, temperatura, ciclo hidrológico), as mudanças na sua dinâmica, avaliadas por meio de índices de vegetação, são indicadores úteis das variações dessas condições.

Dosséis verdes e vegetação saudável possuem interações distintas em regiões do espectro eletromagnético correspondente às faixas do visível e do infravermelho próximo. Os pigmentos das plantas provocam absorção de energia primeiramente para realização da fotossíntese (reflectância baixa, da ordem de 10%). Esta absorção atinge picos em regiões do vermelho e do azul do espectro visível; assim, conduzem para a aparência verde da vegetação em decorrência da não utilização da energia verde, provocando espalhamento

dessa energia pela maioria das folhas. No infravermelho próximo, a interação é bem diferente, a energia nessa região não é empregada na fotossíntese, sendo fortemente dispersada na estrutura interna da folha, conduzindo para uma elevada reflectância no infravermelho próximo (40%) (ROSENDO, 2005). As faixas do vermelho e do infravermelho próximo são mais utilizadas, por conter mais de 90% da variação da resposta espectral da vegetação; portanto, esses índices realçam o comportamento espectral da vegetação, correlacionando-os com os parâmetros biofísicos da mesma (ROSA, 2003).

Os índices de vegetação são modelos matemáticos desenvolvidos para avaliar a cobertura vegetal (BARBOSA, 2006). São transformações lineares de bandas espectrais, geralmente nas faixas do vermelho e infravermelho próximo do espectro eletromagnético (EPIPHANIO et al., 1996). Os índices são utilizados como indicadores de crescimento e vigor da vegetação e podem ser empregados para diagnosticar vários parâmetros biofísicos, como: índice de área foliar, biomassa, porcentagem de cobertura do solo, atividade fotossintética, produtividade (PONZONI; DISPERATI, 2001).

Para expressar as características dos diferentes tipos de vegetação foram criados alguns índices de vegetação, entre eles pode-se citar, o Enhanced Vegetation Index (EVI) que é um dos poucos índices que consegue diminuir a influência da atmosfera e aumentar a sensibilidade das imagens em relação à vegetação em áreas com muita biomassa (XIAO et al., 2003); o Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) é um índice de vegetação que inclui um termo de correção dos efeitos da contaminação do sinal pelo fundo do dossel, principalmente o ruído originado pelo solo (HUETE, 1988); o Índice de Área Foliar (IAF) é a relação entre a superfície de folhas do dossel e a superfície de sua projeção no terreno, os valores de biomassa verde se encontram em torno de dois ou três (TUCKER, 1979), por meio do IAF é possível calcular vários parâmetros como Produtividade Primária e Produtividade Primária Líquida (TUCKER; SELLERS, 1986).

Rahman et al. (2000) utilizaram o Índice de Diferença Normalizada da Vegetação (NDVI) (ROUSE et al., 1973) e Photosynthetic Reflectance Index (PRI) (GAMON et al., 1992) para estimar o sequestro de carbono ($CO_2 Flux$) (BAPTISTA, 2004). O NDVI determina o vigor da vegetação pela diferença normalizada entre o pico de reflectância no infravermelho próximo e a feição de absorção de luz na região do vermelho utilizada na fotossíntese. O NDVI é o índice comumente empregado, produz uma escala linear de medida que varia entre 1 e -1, quanto mais próximo de 1, maior a densidade de cobertura vegetal, o 0 representa a ausência de vegetação (ROUSE et al., 1973). O PRI calcula, por diferença normalizada, a relação entre a feição de absorção na região do azul e o pico de reflectância da vegetação na região do verde (BAPTISTA, 2003).

O SAVI (HUETE, 1988) possui a propriedade de minimizar os efeitos do solo de fundo no sinal da vegetação ao incorporar uma constante de ajuste de solo, o fator L no denominador da equação NDVI. O fator L varia com a característica da reflectância do solo

(calor e brilho) e vai variar dependendo da densidade da vegetação que se deseja analisar. Para vegetação muito baixa, é sugerido utilizar o fator $L=1,0$, para vegetação intermediária $L=0,5$, para altas densidades $L=0,25$.

Índices de vegetação como NDVI, SAVI, IAF facilitam a obtenção e modelagem de parâmetros biofísicos das plantas, como a área foliar, biomassa e porcentagem de cobertura do solo, utilizando a região do espectro eletromagnético do infravermelho, que pode fornecer importantes informações sobre a evapotranspiração das plantas (EPIPHANIO et al., 1996; BORATTO; GOMIDE, 2013; JENSEN, 2007).

Para um índice de vegetação ser considerado ideal, ele deve responder a variações sutis no estado fenológico da vegetação, e não deve ser fortemente influenciado por variações nas condições e tipos de solo, na geometria de iluminação e visada e nas condições atmosféricas (JACKSON; HUETE, 1991). Ponzoni e Disperati (2001) definiu alguns critérios para a mensuração dos índices de vegetação:

- maximizar a sensibilidade dos parâmetros biofísicos, preferencialmente, de uma forma linear;
- normalizar efeitos externos, tais como ângulos solar e de visada, nuvens e atmosfera;
- minimizar a influência do solo;
- gerar produtos que permitam a comparação em escalas globais.

2.4.3 Temperatura de superfície

O sensoriamento remoto tem sido utilizado para estimar a temperatura de superfície de ambientes aquáticos continentais (ALCANTARA et al., 2011). A estimativa da temperatura de um corpo é feita utilizando as Leis de *Kirchhoff* e da Radiação de *Planck*. O sensoriamento remoto termal parte do pressuposto que todo corpo emite radiação e sua intensidade depende da temperatura da superfície, quanto maior a temperatura, maior a energia radiante (*Lei de Stefan-Boltzmann*).

A temperatura da superfície da água é estimada por sensores que detectam a radiação termal nos comprimentos de onda 3-5 e 8-14 μm emitida pela camada milimétrica da superfície da água (0,1mm) (ALCANTARA et al., 2011). A emissividade da água é aproximadamente 0,97, qualquer objeto que não seja um verdadeiro corpo negro tem emissividade entre zero e um.

Capítulo 3

Material e Métodos

3.1 Caracterização da área de estudo

O reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Serra do Facão (latitude 18°04' Sul e longitude 47°40' Oeste) está localizado no bioma Cerrado nos municípios de Catalão, Campo Alegre de Goiás, Cristalina e Davinópolis no estado de Goiás e no município de Paracatu em Minas Gerais (figura 3.1). Foi formado pelo represamento do Rio São Marcos (bacia do rio Paraná, sub-bacia do rio Paranaíba). Possui forma dendrítica com 218,84 km², com uma cota máxima de inundação de 256 km², da área total, 155 km² correspondem a calha natural do Rio, extensão de 60 km em linha reta, 1357 Km de perímetro, com profundidade média de 24 m, cota a montante 756 m e jusante 675,81 m e volume de 5,28 bilhões m³ e potência estimada de 210 megawatts. As obras foram iniciadas em fevereiro de 2007. O enchimento iniciou em novembro de 2009, em agosto de 2010 atingiu o nível mínimo, em maio de 2011 atingiu o nível máximo 756 metros (cota referente ao nível do mar) (<http://www.sefac.com.br/>).

O cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, estende-se por uma área de 2.045.064 Km², abrangendo oito estados do Brasil Central, representa 22% da área do país. É estruturado em cinco tipos principais: cerradão, cerrado stricto sensu (formação savânica), campo cerrado, campo sujo, e campo limpo (GOODLAND, 1971), sendo que o cerradão é a sua forma florestal e o campo limpo sua forma campestre, como pode ser observado na Figura 3.2. O campo limpo é representado por um estrato herbáceo/subarbustivo, sem árvores e arbustos. No campo sujo, no campo cerrado e no cerrado stricto sensu, o estrato lenhoso adquire gradativamente maior importância na paisagem. Enquanto o cerradão é uma floresta na qual as copas das árvores se tocam, formando um ambiente sombreado, com estrato herbáceo pouco desenvolvido.

A área total da bacia do São Marcos 12.150.350 Km². O rio São Marcos está localizado entre os paralelos 16°00' e 18°15' Sul e os meridianos 47°e 48°Oeste. É um dos principais

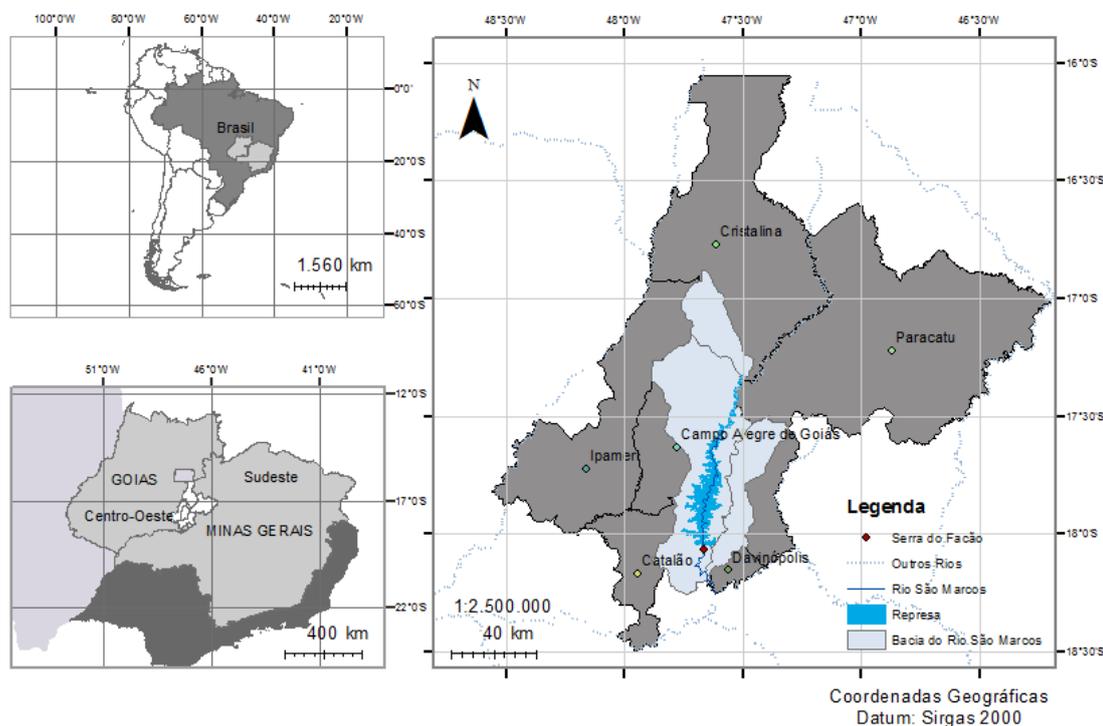


Figura 3.1: Localização do Reservatório da UHE Serra do Facão

afluentes da margem direita do Rio Paranaíba e divide os estados de Minas Gerais e Goiás, no limite entre os municípios de Paracatu (MG) e Cristalina (GO) (figura 3.1). A nascente do rio São Marcos encontra-se no Distrito Federal, em altitudes de aproximadamente 700 - 900m (bacia do córrego Samambaia) (SOUZA et al., 2013).

3.1.1 Climatologia da região

Segundo Bazzano et al. (2007), a caracterização do regime pluviométrico de uma região permite o planejamento e a manutenção de obras e de estruturas hidráulicas de fluxo para águas pluviais, depende da topografia local e do tipo de chuva (MELLAART, 1999). Peel et al. (2007) concluíram que o clima predominante na região Centro-Oeste é o clima tropical com estação seca no inverno (*Aw*), e apresenta duas estações bem definidas: uma estação chuvosa (outubro-março) e outra seca (abril-setembro). Devido a sua localização geográfica, a região se caracteriza pela atuação de sistemas meteorológicos tropicais e sistemas de latitudes médias, e apresenta eventos de chuva intensa, especialmente nos meses de verão. Durante a primavera e no verão, a atuação da massa equatorial continental, quente e úmida, provoca chuva abundante; no inverno, ocorrem eventos com temperaturas mais baixas e estiagens, associados ao ingresso da massa de ar polar atlântica, mais seca e fria; nos meses de verão, a massa de ar tropical atlântica também atua e colabora para o aumento de umidade e, conseqüentemente, intensifica os episódios de chuva.

De acordo com os dados da normal climatológica (1961 - 1990) da estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) em Catalão-GO, localizada nas coordenadas geográficas $-18^{\circ}11'S$ e $-47^{\circ}57'O$, o total anual esperado de precipitação oscila em torno de 1484,8 mm. O mês mais chuvoso é dezembro (280,1 mm) e o mais seco é junho (8,5 mm) como pode ser observado na Figura 3.3 em vermelho.

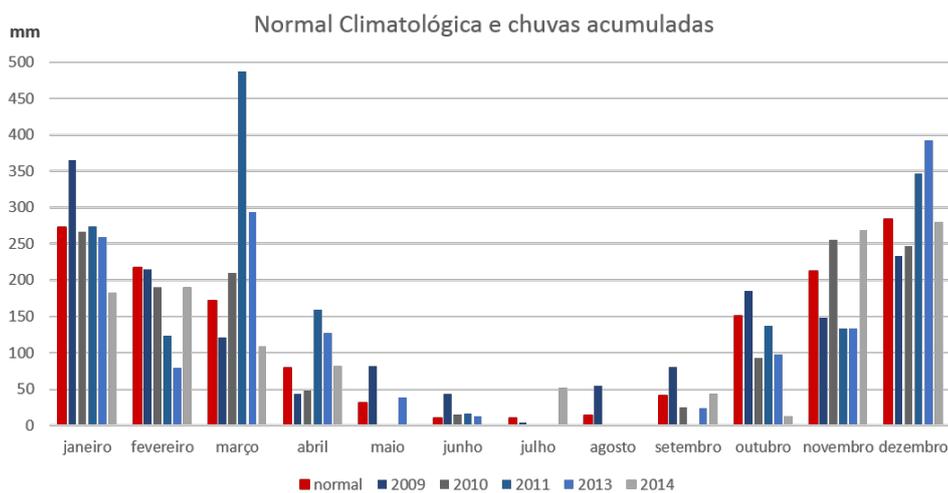


Figura 3.3: Gráfico da Normal climatológica da chuva 1961-1990 na estação do INMET do município de Catalão (GO). Fonte: INMET

3.1.2 Uso e ocupação do solo

A bacia do rio São Marcos apresenta um relevo praticamente plano e levemente ondulado no trecho superior, em contraste com o trecho médio, caracterizado pelo relevo acidentado e montanhoso (figura 3.4). Junto do reservatório de Emborcação, no seu trecho final, o relevo passa novamente a ser fracamente acidentado (SEFAC - Serra do Facão SA, 2000).

O potencial agrícola dos Cerrados brasileiros, de maneira geral, e em especial da bacia do rio São Marcos é muito grande, tendo em vista a existência de grandes áreas ainda não exploradas que são beneficiadas por adequadas condições climáticas, a região está praticamente isenta de danos provocados por geadas e granizos e conta com aproximadamente 2300 horas/ano de insolação (SEFAC - Serra do Facão SA, 2000).

Quanto à ocupação do solo, trata-se de uma região com grande produção agrícola com a utilização de técnicas modernas de pivôs de irrigação. A situação atual é consequência do processo de modernização da agricultura nas áreas de Cerrado brasileiro que se intensificou principalmente na década de 90. Na área de influência da Hidrelétrica, durante a fase de instalação foram encontrados alguns reflorestamentos de Eucalipto e plantações de soja, facilmente identificadas pelo pivôs de irrigação. A fisionomia original dessas áreas, possivelmente Cerradão, foi modificada de tal maneira que se descaracterizou das demais áreas, evidenciando as ações antrópicas (SEFAC - Serra do Facão SA, 2000).

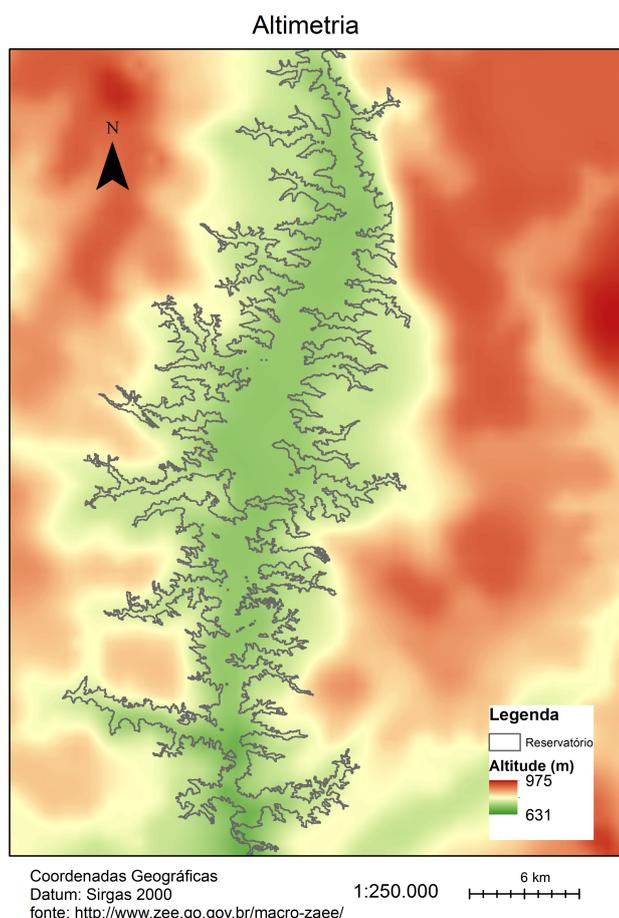


Figura 3.4: Altimetria da região ocupada pelo reservatório da UHE Serra do Facão. Fonte: ZEE do estado de Goiás.

De acordo com o Zoneamento ecológico econômico (ZEE) do estado de Goiás, no ano de 2006 a área ocupada pelo reservatório era composta por pastagem e cerrado e próximo ao seu lado esquerdo uma área destinada à agricultura (figura 3.5). No ZEE feito no ano de 2014, com o reservatório em operação, a maior parte das alterações foram de áreas que eram destinadas à pastagens e se tornaram áreas de Cerrado. Isso ocorreu, em sua maior parte, nas áreas próximas a Área de preservação permanente (APP) do reservatório.

3.2 Dados de satélites

Para o desenvolvimento deste trabalho foram utilizadas imagens Landsat TM (8 bits) devido à sua resolução espacial (30m), bandas no visível, infravermelho próximo e termal e pela disponibilidade das imagens no período de interesse. Na Tabela 3.1 são descritos os parâmetros utilizados no processamento das imagens TM. Para dar continuidade nesse trabalho e para que a metodologia possa ser utilizada no futuro, como o Landsat 5 encerrou sua "brilhante" operação, foram utilizados os dados dos sensores do Landsat 8. As imagens

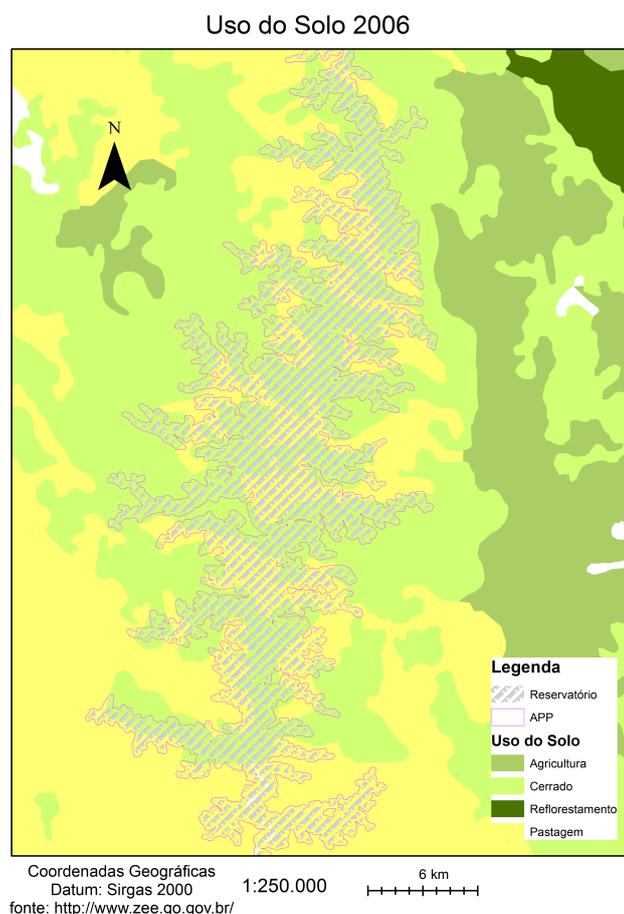


Figura 3.5: Uso do Solo 2006

utilizadas nesse trabalho foram obtidas do U.S. Geological Survey (USS) e do INPE. Na Tabela 3.1 são apresentadas as características das imagens TM.

Tabela 3.1: Parâmetros do Landsat TM (CHANDER et al., 2009)

| numero | banda (μm) | | ganho ($\text{W}/\text{m}^2.\text{sr}.\mu\text{m}$)/ND | bias $\text{W}/(\text{m}^2.\text{sr}.\mu\text{m})$ | ESUN $\text{W}/(\text{m}^2.\mu\text{m})$ | resolução m |
|--------------|-------------------------|--------|---|---|---|----------------|
| | largura | centro | | | | |
| 1 - azul | 0,452 - 0,518 | 0,485 | 0,765827 | -2,29 | 1983 | 30 |
| 2 - verde | 0,528 - 0,609 | 0,569 | 1,448189 | -4,29 | 1796 | 30 |
| 3 - vermelho | 0,626 - 0,693 | 0,660 | 1,043976 | -2,21 | 1536 | 30 |
| 4 - IVP | 0,776 - 0,904 | 0,840 | 0,876024 | -2,39 | 1031 | 30 |
| 5 - IVM | 1,567 - 1,784 | 1,676 | 0,120354 | -0,49 | 220,0 | 30 |
| 6 - IVT | 10,45 - 12,42 | 11,435 | 0,055376 | 1,18 | N/A | 120 |
| 7 - IVD | 2,097 - 2,349 | 2,223 | 0,065551 | -0,22 | 83,44 | 30 |

O satélite Landsat 8, lançado em 11 de fevereiro de 2013, possui dois instrumentos, o *Operational Land Imager* e o *Thermal Infrared Sensor (TIRS)* com duas bandas termiais. Os produtos são entregues no formato 16 bits inteiros e podem ser transformadas para refletância e/ou radiância no topo da atmosfera com os coeficientes disponibilizados no arquivo

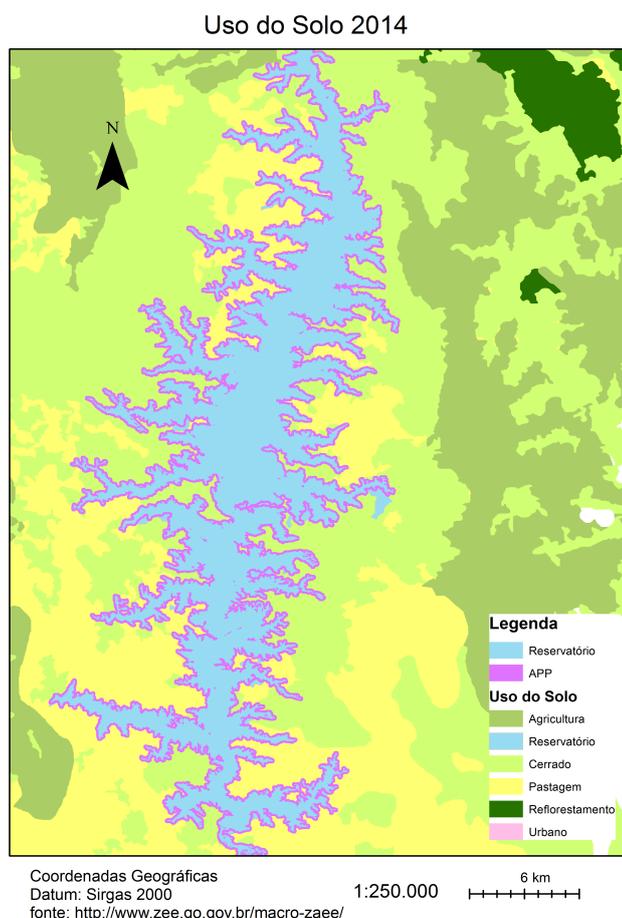


Figura 3.6: Uso do Solo 2014

.MTL que acompanha as imagens. Nesse arquivo também são encontrados as constantes necessárias para converter as bandas termais em temperatura de brilho.

Na Tabela 3.2 estão descritas as bandas dos dois sensores, o OLI com as bandas 1-9, sendo a banda 8 pancromática, e o TIRS com as bandas 10 - 11 do infravermelho termal.

A área de estudo (figura 3.7) fica localizada na órbita/ponto 221/72 (WRS-2) do Landsat. As imagens foram corrigidas geometricamente, tendo como base a cena de 11/4/2014 (OLI) com 24 pontos de controle e Erro médio quadrático (RMS) menor que 1 pixel, reprojetaas para coordenadas geográficas e datum Sirgas 2000 (European Petroleum Survey Group (EPSG) 4674) e definido um *buffer* de 1000m no entorno do reservatório para fazer o recorte área com auxílio do *software* Envi 5.0.

Todos os cálculos (radiância, reflectância no topo da atmosfera e de superfície, os índices de vegetação, emissividade, temperatura de superfície, produtividade primária, estimativa de emissão de metano) realizados a partir das imagens foram feitos em programas desenvolvidos na linguagem de programação Python para este trabalho.

Tabela 3.2: Parâmetros do Landsat OLI/TIRS (BROCHADO; MACARRINGUE, 2014)

| numero | banda (μm) | | ESUN $W/(m^2 \cdot \mu m)$ | resolução m |
|------------------|-------------------|--------|-------------------------------|----------------|
| | largura | centro | | |
| 1 - aerosol | 0,43 - 0,45 | 0,440 | | 30 |
| 2 - azul | 0,45 - 0,51 | 0,480 | 2067 | 30 |
| 3 - verde | 0,53 - 0,59 | 0,560 | 1893 | 30 |
| 4 - vermelho | 0,64 - 0,67 | 0,655 | 1603 | 30 |
| 5 - IVP | 0,85 - 0,88 | 0,865 | 972,6 | 30 |
| 6 - SWIR 1 | 1,57 - 1,65 | 1,610 | 245,0 | 30 |
| 7 - SWIR 2 | 2,11 - 2,29 | 2,200 | 79,72 | 30 |
| 8 - pancromática | 0,50 - 0,68 | 0,59 | | 15 |
| 9 - cirrus | 1,36 - 1,38 | 1,370 | 399,7 | 30 |
| 10 - IVT | 10,60 - 11,19 | 10,895 | | 100 |
| 11 - IVT | 11,50 - 12,51 | 12,005 | | 100 |

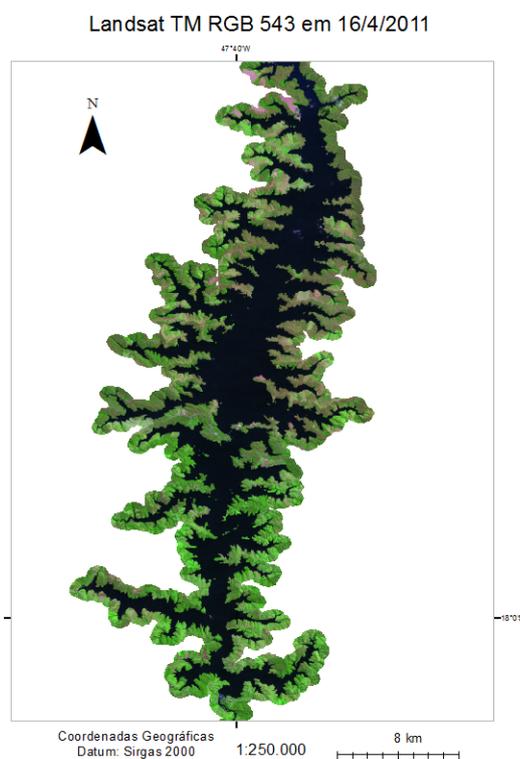


Figura 3.7: Recorte da área de estudo UHE Serra do Facão

Na Tabela 3.3 são apresentadas as datas, sensor e fonte das imagens utilizadas neste trabalho. Os produtos no nível 1G e 2 possuem calibração radiométrica e geométrica empregando parâmetros do satélite para modelar e corrigir as distorções. No nível *L1T Level 1 Terrain* além das correções citadas anteriormente é utilizado modelo digital de elevação para correção do terreno.

Tabela 3.3: Datas das imagens

| data | fonte | sensor | nível processamento |
|------------|-------|----------|------------------------|
| 13/9/2009 | USGS | TM | 1G |
| 04/02/2010 | USGS | TM | 1G |
| 16/4/2010 | INPE | TM | 2 |
| 19/4/2011 | INPE | TM | 2 |
| 15/9/2013 | USGS | OLI/TIRS | L1T |
| 11/4/2014 | USGS | OLI/TIRS | L1T |

3.3 Metodologia

A metodologia (figura 3.8) compreende as etapas das correções geométricas e radiométricas, recorte e processamento. As imagens da banda 6 (infravermelho termal) do TM foram reamostradas para 30m de resolução espacial, as imagens do TIRS (bandas 10 e 11) são disponibilizadas com 30m. Como parte da metodologia é necessário calcular índices de vegetação. Os índices de vegetação são transformações lineares, ou não, de bandas espectrais utilizadas para identificar características da vegetação como biomassa, índice de área foliar, atividade fotossintética, produtividade (SOUZA et al., 2009).

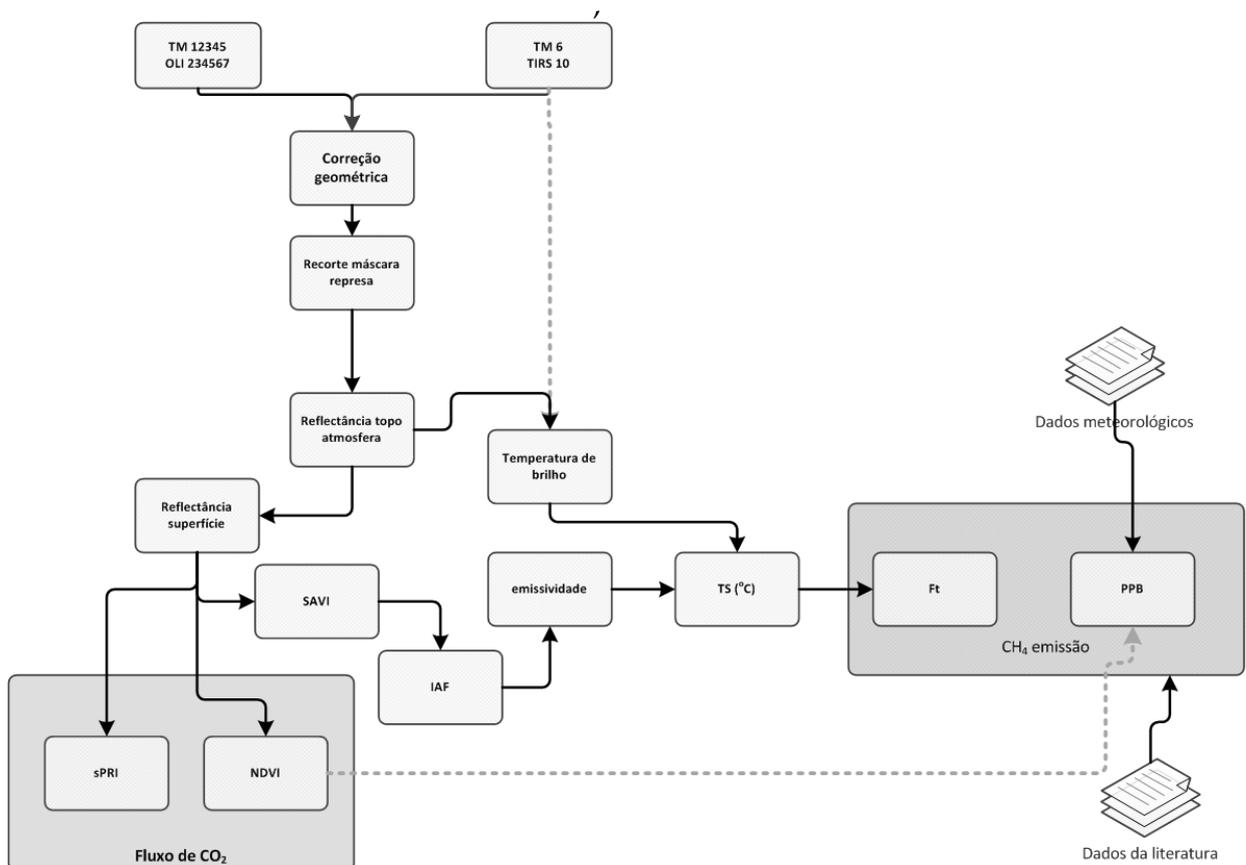


Figura 3.8: Fluxograma da metodologia para estimativa da emissão de CH_4 e fluxo de CO_2 com imagens Landsat

3.3.1 Conversão para radiância

A determinação da radiância é um passo fundamental na conversão de dados de imagem em medidas de reflectância. A Conversão do número digital (ND) para radiância espectral L_λ ($W/(m^2.sr.\mu m)$) pode ser feita utilizando a equação 3.1 e os valores de ganho e bias descritos na Tabela 3.1

$$L_\lambda = ND * ganho + bias \quad (3.1)$$

sendo que:

L_λ é a radiância em um determinado comprimento de onda (λ);

ND é o número digital;

ganho e bias são ruídos do sensor.

Para as imagens OLI o ganho equivale ao coeficiente RADIANCE_MULT_BAND e o bias ao RADIANCE_ADD_BAND do arquivo .MTL.

Para se trabalhar com sensores e períodos diferentes e reduzir a variabilidade entre as cenas usa-se a normalização para irradiância solar, convertendo a radiância espectral em reflectância. Assim, pode-se remover o efeito do cosseno dos diferentes ângulos zenitais solares dos horários diferentes de aquisição das imagens e compensar os valores da irradiância solar exoatmosférica.

3.3.2 Conversão para reflectância

A reflectância é a razão entre a radiação refletida e a radiação incidente expressa pelos fatores de reflectância (ρ). Os valores de radiância obtidos pela Equação 3.1 são do sensor, não representam exclusivamente o brilho do objeto observado, possuem interferência da atmosfera (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007). A reflectância calculada a partir desses valores é a partir do topo da atmosfera, reflectância aparente (equação 3.2) descrita em Chander et al. (2009).

$$\rho_\lambda = \frac{\pi * L_\lambda * d^2}{ESUN_\lambda * \cos(\theta_{SZ})} \quad (3.2)$$

sendo que:

ρ_λ é a reflectância aparente ou de topo da atmosfera (adimensional);

π é a constante π ; L_λ é a radiância bidirecional aparente ($W/(m^2.sr.\mu m)$);

d é a distância Sol-Terra em unidades astronômicas;

ESUN é a irradiância solar exoatmosférica média no topo da atmosfera ($W/(m^2.\mu m)$) (tabelas 3.1 e 3.2);

θ_{SZ} é o ângulo zenital solar, $\theta_{SZ} = 90 - \theta_{SE}$;
 θ_{SE} é o ângulo de elevação solar.

Os valores da irradiância solar exoatmosférica (ESUN), irradiância que chega ao topo da atmosfera, é de suma importância para calcular a que chega na superfície, é expressa em $W/(m^2 \cdot \mu m)$ e na sua forma espectral se refere a energia que chega a uma determinada região do espectro eletromagnético.

Nas imagens Landsat 8 é possível calcular diretamente a reflectância no topo da atmosfera a partir do ND e dos coeficientes (REFLECTANCE_MULT_BAND e REFLECTANCE_ADD_BAND) disponíveis no arquivo .MTL que acompanha as imagens (equação 3.3). Na Equação 3.4 é feita a correção do ângulo solar.

$$\rho_{\lambda} = ND * REFLECTANCE_MULT_BAND + REFLECTANCE_ADD_BAND \quad (3.3)$$

$$\rho_{\lambda} = \frac{\rho_{\lambda}}{\cos(\theta_{SZ})} \quad (3.4)$$

Para transformar os valores reflectância aparente em fatores de reflectância de superfície deve-se eliminar os efeitos provocados pela atmosfera. A correção atmosférica é importante para retirar o efeito de atenuação atmosférica, devido ao espalhamento e absorção pelos gases e partículas que a compõem. Como descrito em Moran et al. (1992) a reflectância de superfície (ρ) pode ser calculada como na Equação 3.5

$$\rho = \frac{\pi * (L_{\lambda} - L_p) * d^2}{\tau_v * ((ESUN_{\lambda} * \cos(\theta_{SZ}) * \tau_z) + E_{down})} \quad (3.5)$$

sendo que:

ρ é a reflectância de superfície;

L_{λ} é a radiância;

L_p é *path radiance*;

τ_v é a transmitância da atmosfera no ângulo de visada;

τ_z é a transmitância da atmosfera na ângulo da iluminação;

E_{down} radiância difusa de *downwelling*.

O método Dark Object Subtraction (DOS) (CHAVEZ, 1996) parte do pressuposto que a radiância, recebida pelo satélite, de um pixel negro é proveniente do espalhamento atmosférico. Essa presunção leva em consideração que poucos pontos são realmente negros, na

superfície da terra, por isso, é calculado um por cento (1%). A *path radiance* é definida na Equação 3.6 (CHAVEZ, 1996; MORAN et al., 1992).

$$L_p = L_{min} - L_{DO1\%} \quad (3.6)$$

sendo que:

L_{min} é a radiância correspondente ao ND em que o número de pixels com esse valor é menor ou igual a 0,01% de todos os pixels da imagem (ND_{min}) (SOBRINO et al., 2004);

$L_{DO1\%}$ é a radiância do pixel negro.

A radiância do pixel negro $L_{DO1\%}$, no TM é utilizada a banda 1 e no OLI a banda 2, é (SOBRINO et al., 2004):

$$L_{DO1\%} = 0.01 * \frac{ESUN_{\lambda} * \cos(\theta_{SZ}) * \tau_z}{\pi * d^2} \quad (3.7)$$

Existem muitas técnicas do método DOS (DOS₁, DOS₂, DOS₃, DOS₄) (CHAVEZ, 1996; MORAN et al., 1992) que são baseados em variações dos valores τ_v , τ_z e E_{down} , a mais simples e utilizada nesse trabalho é:

$$\tau_v = 1$$

$$\tau_z = 1$$

$$E_{down} = 0$$

3.3.3 Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

O NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (ROUSE et al., 1973) pode ser utilizado para estimar o sequestro de carbono pela vegetação durante a fase clara da fotossíntese. Pode ser calculado como na Equação 3.8.

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}} \quad (3.8)$$

sendo que:

ρ_{NIR} é a reflectância no infravermelho próximo ;

ρ_{RED} é a reflectância no vermelho.

3.3.4 Soil Ajusted Vegetation Index (SAVI)

Soil Ajusted Vegetation Index (SAVI) (HUETE, 1988) (equação 3.9) minimiza os efeitos do solo incorporando uma constante de ajuste do solo (L). Huete (1988) sugere o uso do valor 0,5 quando o solo for desconhecido.

$$SAVI = \frac{(1 + L) * (\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{L + (\rho_{NIR} + \rho_{RED})} \quad (3.9)$$

3.3.5 Índice de área foliar (IAF)

A relação entre a área foliar de toda vegetação e a unidade de área de solo ocupada por essa vegetação é denominada de índice de área foliar (IAF). Como a fotossíntese depende da área foliar, a produtividade de uma cultura será tanto maior quanto mais próximo for do IAF máximo potencial de cada cultura. O cálculo do IAF tendo como base o SAVI segundo a Equação 3.10 (ALLEN et al., 2002).

$$IAF = - \frac{\ln\left(\frac{0,69 - SAVI}{0,59}\right)}{0,91} \quad (3.10)$$

3.3.6 Índice de Reflectância Fotossintético (PRI)

Índice de Reflectância Fotossintético (PRI) (GAMON et al., 1997) (equação 3.11) foi definido para medir o ciclo da xantofila que ajusta a distribuição de energia nas reações fotossintéticas. Esse índice indica o uso eficiente da luz (*light-use efficiency* (LUE)) e *stress* (GAMON et al., 1997)

$$PRI = \frac{\rho_{GREEN} - \rho_{BLUE}}{\rho_{GREEN} + \rho_{BLUE}} \quad (3.11)$$

sendo que:

ρ_{GREEN} é a reflectância no verde ;

ρ_{BLUE} é a reflectância no azul.

Índice de Reflectância Fotossintético reescalado para valores positivos (sPRI) (equação 3.12) é o reescalamento do PRI para evitar valores negativos (RAHMAN et al., 2000):

$$sPRI = \frac{PRI + 1}{2} \quad (3.12)$$

3.3.7 Fluxo de CO₂

O produto do NDVI e do sPRI mede a eficiência do processo de sequestro de carbono, fluxo de CO₂ (equação 3.13) (RAHMAN et al., 2000).

$$fluxo_CO_2 = NDVI * sPRI \quad (3.13)$$

3.3.8 Temperatura de brilho

A temperatura de brilho correspondente a radiância registrada pelo sensor do satélite, é calculada pela inversão da função de Planck. O cálculo é feito convertendo o ND para radiância, a fórmula é a mesma usada anteriormente (equação 3.1). A Equação 3.14 mostra como converter a radiância em Temperatura de brilho (TB):

$$TB = \frac{K2}{\ln\left(\frac{K1}{L_\lambda} + 1\right)} \quad (3.14)$$

sendo que:

K1 e K2 são as constantes de calibração para a banda termal.

Foram utilizadas as bandas 6 do TM e a 10 do TIRS que estão aproximadamente na mesma faixa espectral.

3.3.9 Emissividade

A emissividade (ϵ) de cada pixel na banda termal foi obtida em função do Índice de área foliar segundo expressão (KRAMBER et al., 2002):

$$\epsilon = 0,97 + 0,0033 * IAF, \quad \text{para } IAF \leq 3 \quad (3.15)$$

Quando $IAF > 3$, $\epsilon = 0,98$. A Equação 3.15 é utilizada para valores de $NDVI > 0$, o que indica solo ou vegetação, caso contrário, água ou neve, considera-se $\epsilon = 0,985$ (KRAMBER et al., 2002).

3.3.10 Temperatura de Superfície

A temperatura da superfície (TS) da terra é um dos parâmetros chave na física da superfície da terra, resulta da da interação da atmosfera com a superfície. A emissividade pode ser utilizada para corrigir a TS conforme a Equação 3.16 (DINH et al., 2007).

$$TS = \frac{TB}{1 + (\lambda + \frac{TB}{C_2}) * \ln(\epsilon)} \quad (3.16)$$

sendo que:

TS é a temperatura em Kelvin;

λ = comprimento de onda da TB;

$C_2 = h * c / \sigma$ ($1,4387752 \times 10^{-2} mK$) segunda constante de radiação;

$h = 6,626068 \times 10^{-34} Js$ constante de Planck;

$c = 2,99792 \times 10^8 m/s$ velocidade da luz;

TB = temperatura de brilho;

A temperatura em Kelvin é convertida para *Celsius* (°C) conforme a Equação 3.17 e validada com a temperatura do ar estação do INMET do município de Catalão (GO)

$$TS = TS - 273 \quad (3.17)$$

3.3.11 Produtividade Primária Líquida

Nos últimos anos foram desenvolvidas pesquisas que combinam modelos ecológicos e sensoriamento remoto para investigar o impacto das atividades humanas no ciclo do carbono. Esses estudos resultaram em vários modelos que podem ser classificados em estatísticos, baseados em processos e no uso eficiente da luz (LUE) (XU et al., 2011; RUIFY et al., 1994). O balanço de carbono consiste em vários processos que descrevem a troca de dióxido de carbono entre o ecossistema terrestre e a atmosfera. A Produtividade Primária Bruta (PPB) é o total de carbono assimilado pela vegetação, porém uma fração dele é perdida para a atmosfera pela respiração autotrófica. A PPL é o balanço entre a PPB e a Respiração autotrófica (Ra) (equação 3.18) (RUNNING et al., 2004; IBRAHIM et al., 2006).

$$PPL = PPB - Ra \quad (3.18)$$

sendo que:

PPL é a produtividade primária líquida;

PPB produtividade primária bruta;

Ra respiração autotrófica.

A Ra é afetada pela temperatura do ar em (T , °C) e a PPB como demonstrado na Equação 3.19 (FURUMI et al., 2002).

$$Ra = PPB * [(7,825 + 1,145 * T)/100] \quad (3.19)$$

sendo que:

T é a temperatura do ar.

Alguns estudos baseados em imagens de satélite utilizam a eficiência do uso da luz (LUEg) para estimar a PPB (XIAO et al., 2004; BRANDÃO et al., 2007).

$$PPB = LUEg * (FAPAR * PAR) \quad (3.20)$$

sendo que:

LUEg = eficiência do uso da luz ($gCMJ^{-1}PAR$);

PAR = radiação fotossinteticamente ativa em um período de tempo; (MJm^{-2})

FAPAR = fração da PAR absorvida pelo dossel da vegetação.

A radiação fotossinteticamente ativa (PAR) é restrita a faixa 0,4 - 0,7 μm do espectro eletromagnético. É parte da fotossíntese, e seu valor deve ser aproximadamente 0,48 da radiação solar incidente (PRASAD et al., 2002; SIMS et al., 2005). FAPAR é a fração da PAR absorvida pelo dossel da vegetação. O uso eficiente da luz (LUEg) na PPB é calculado pela relação empírica com dados meteorológicos (equação 3.21). LUE é um valor que representa o potencial ótimo da vegetação para converter PAR em PPB (NICHOL et al., 2000).

$$LUEg = 0,8932 + (0,0163 * T_m) + (0,0015 * P_{anual}) - (0,0022 * GDD) \quad (3.21)$$

sendo que:

T_m = temperatura média (°C);

P_{anual} = total de chuva anual (mm);

GDD = média *growing degree day*.

GDD é derivada da diferença entre a temperatura média e a mínima. FAPAR pode ser estimado a partir do NDVI como descrito na Equação 3.22 (COOPS et al., 1998).

$$FAPAR = NDVI * 1,67 - 0,08 \quad (3.22)$$

3.3.12 Fator de temperatura

O Fator de temperatura (Ft) é utilizado na estimativa da emissão do metano, é derivado da Equação 3.23 proposta por Liu (1996).

$$Ft = \frac{F(TS)}{\overline{F(TS)}} \quad (3.23)$$

F(TS) é obtido a partir da Equação 3.24

$$F(TS) = \frac{e^{0,334*(TS-23)}}{1 + e^{0,334*(TS-23)}} \quad (3.24)$$

sendo que:

$\overline{F(TS)}$ é a media de F(TS);

TS é a temperatura em graus Celsius.

3.3.13 Fator de produtividade

O fator de produtividade pode ser calculado conforme a Equação 3.25. Nessa Equação é utilizada a PPL(floresta tropical) porque assume-se que a produção de metano em uma floresta tropical é praticamente inalterada durante o ano, pois, tanto a temperatura quanto a chuva são relativamente constantes.

$$P = \frac{PPL}{PPL(floresta\ tropical)} \quad (3.25)$$

sendo que:

PPL é a produtividade primária líquida;

PPL(floresta tropical) é a constante de produtividade primária líquida de uma floresta tropical

3.3.14 Estimativa de emissão de metano

A produção de metano em áreas alagadas depende da umidade do solo, tipo de vegetação, profundidade (altura da camada d'água) e a temperatura. A Equação 3.26 foi adaptada dos trabalhos de Akumu et al. (2010), Agarwal e Garg (2007a), Liu (1996).

$$E_{CH_4} = met_{obs} * Ft * P \quad (3.26)$$

sendo que:

E_{CH_4} é a estimativa de emissão de metano;

F_t é o fator de temperatura;

met_{obs} é o valor de metano observado para um ambiente (classe) similar;

P é o fator de produtividade.

O metano estimado é proveniente da vegetação que ficou submersa, não são calculadas outras fontes.

Capítulo 4

Resultados e discussão

De acordo com [Abril et al. \(2005\)](#), os fluxos de CO_2 e CH_4 tendem a ser altos logo após o enchimento do reservatório e diminuem com o tempo. Os principais processos responsáveis pela alta emissão de gases em reservatórios novos é a decomposição microbológica da matéria orgânica inundada, que é composta por solo, serrapilheira, troncos e folhas. Segundo [Rudd et al. \(1993\)](#), a duração das altas emissões de gases de efeito estufa de um reservatório após a inundação é desconhecida. Há um período inicial de rápida decomposição da porção lábil do carbono, como folhas das árvores, onde o fluxo de gases para a atmosfera é elevado. Quando a maior parcela da matéria orgânica lábil é completamente decomposta, segue-se um período de lenta decomposição da matéria orgânica refratária, como os galhos das árvores, que contém lignina que é de lenta degradação na água ([LOUIS et al., 2000](#)).

Estimar emissões de Gases de Efeito Estufa em reservatórios hidrelétricos tem sido um desafio para a comunidade científica, no sentido de produzir conhecimento com uma abordagem quantitativa justa para avaliação e proposição de alternativas para a mitigação de seus potenciais impactos. As contribuições da literatura sugerem que as emissões de CO_2 e CH_4 variam ([IHA, 2010](#)):

- entre reservatórios (características da bacia de drenagem, morfologia, clima etc.);
- dentro do reservatório (ao longo de gradientes longitudinais entre os afluentes e a barragem);
- ao longo do tempo (com a idade do reservatório, sazonalidade e condições de operação)

Claramente, os trabalhos já publicados têm dado ênfase no sentido de garantir instrumentos para que as estimativas das emissões incorporem essas variabilidades. Pelo

menos 85 reservatórios distribuídos pelo mundo foram estudados com foco nas emissões de GEEs (BARROS et al., 2011), número pequeno se comparado à quantidade de reservatórios, mais de 37.600 com altura superior a 15m segundo a reunião do *Commission on Large Dams* (ICOLD) em 2011. Destes estudos, a maioria foi realizada no Canadá, Brasil, EUA, Suíça, Suécia, Finlândia, China e Laos (MENDONÇA et al., 2012).

Espera-se que após o enchimento do reservatório da UHE Serra do Facão haja um aumento nas emissões de CH_4 e CO_2 pela decomposição da biomassa inundada (pré-existente) e da biomassa gerada (organismos, micro-algas). Os resultados gerados por este trabalho são do metano (CH_4) estimado no enchimento do lago da represa (set/2009-abr/2011) e na zona de deplecionamento (set/2013-abr/2014) e do fluxo de dióxido de carbono (CO_2) no entorno do reservatório.

4.1 Fluxo de CO_2

O carbono atmosférico é inversamente proporcional a absorção do carbono pelas plantas. O Índice de carbono atmosférico (ICO_2) desenvolvido por BAPTISTA (2003) comprovou a relação entre o fluxo de carbono e o carbono atmosférico ICO_2

Diferente do metano, o CO_2 é retirado da atmosfera pela fotossíntese quando as plantas crescem. O CO_2 liberado pela decomposição de biomassa herbácea que cresce no reservatório (macrófitas) e na sua zona de deplecionamento não pode ser contabilizado como um acréscimo gerado pela UHE. O CO_2 está apenas sendo reciclado, faz parte do ciclo do carbono daquela instalação. Enquanto, a biomassa da vegetação pré-existente no momento do enchimento do reservatório é uma questão diferente, o CO_2 que elas liberam constitui um acréscimo de gases de efeito estufa.

Para estimativa do fluxo de CO_2 foram utilizados o NDVI e Índice de Reflectância Fotossintético reescalado para valores positivos (sPRI). Conforme Rahman et al. (2000), a utilização desses índices propicia a determinação do fluxo de CO_2 , e não propriamente, o estoque de carbono na biomassa. BAPTISTA (2003) comprovou que a integração desses dois índices mensura a eficiência do processo de sequestro de carbono, onde o sPRI pode ser correlacionado com o uso eficiente da luz no processo fotossintético e o NDVI com o sequestro de carbono.

As áreas com maior atividade vegetativa mostraram os valores mais elevados. O método de determinação do fluxo de CO_2 utilizando imagens orbitais constitui uma forma de mensuração indireta e permite estimar o comportamento do gás no processo de fotossíntese da planta, sem a necessidade de derrubada de árvores como amostras para obtenção de dados.

Inicialmente foi estimado o fluxo de CO_2 em setembro/2009, que apresentou uma

grande área tendendo à média ao longo do rio São Marcos e, de forma geral, os fluxos mais representativos foram registrados nas regiões onde o NDVI também apresentou valores mais elevados (figura 4.1). Nas áreas sem vegetação e no leito do Rio o valor do fluxo de CO_2 oscilou em torno de zero, o máximo calculado alcançou 0,61 e a média obtida foi 0,27.

Polonio et al. (2015) encontraram em seu trabalho valores de fluxo de CO_2 entre 0,06 e 0,41 para uma região de cerrado no mês de setembro (1991, 2001, 2011). Neste trabalho, no mesmo mês (2009), foi calculada a média mais baixa (0,27) para o fluxo de CO_2 com um pequeno desvio padrão: 0,09.

Os valores do fluxo de CO_2 , NDVI e sPRI correspondentes ao mês de setembro de 2009 (final da estação seca) são apresentados na Tabela 4.1.

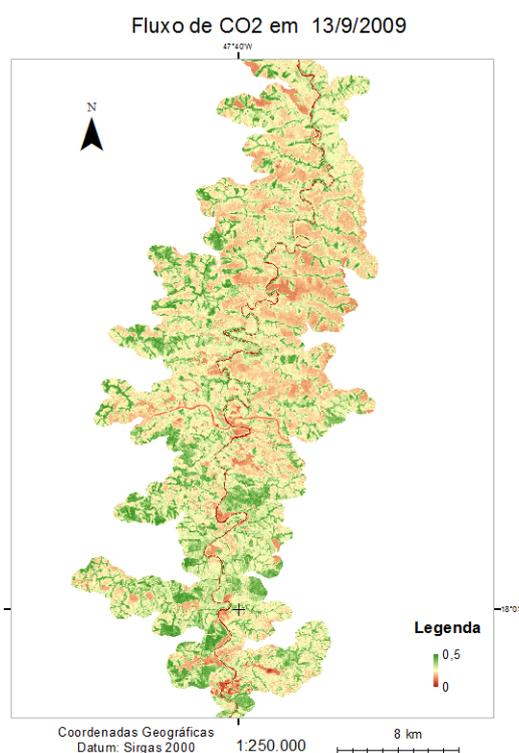


Figura 4.1: Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em setembro/2009

Tabela 4.1: Índices calculados para estimar o fluxo de CO_2 no mês de setembro 2009

| | mínimo | máximo | média | desvio padrão |
|--------------|--------|--------|-------|---------------|
| fluxo CO_2 | 0 | 0,61 | 0,27 | 0,09 |
| NDVI | -0,48 | 0,81 | 0,10 | 0,21 |
| sPRI | 0,29 | 0,89 | 0,61 | 0,02 |

Posteriormente foram calculados o fluxo de CO_2 , NDVI e sPRI para o mês de fe-

vereiro/2010. Esse estágio corresponde a formação do reservatório (figura 4.2), onde a porção norte apresenta característica de rio sem elementos que realizem a fotossíntese e fluxo tendendo à zero, e na região mais próxima da barragem os valores se aproximam da média. Nesse período o valor mínimo calculado foi zero, o máximo 0,67 e a média 0,36. Os valores do fluxo CO_2 , NDVI e sPRI correspondentes ao mês de fevereiro de 2010 são apresentados na Tabela 4.2. Quanto maior o valor de fluxo de CO_2 , maior quantidade de carbono estocado, o que permite melhor condições de desenvolvimento para a vegetação.

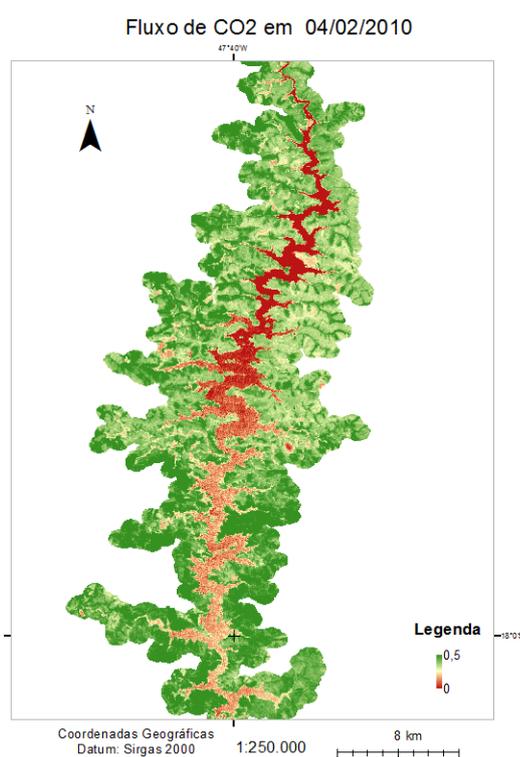


Figura 4.2: Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em fevereiro/2010

Tabela 4.2: Índices calculados para estimar o fluxo de CO_2 no mês de fevereiro 2010

| | mínimo | máximo | média | desvio padrão |
|--------------|--------|--------|-------|---------------|
| fluxo CO_2 | 0 | 0,67 | 0,36 | 0,16 |
| NDVI | -0,82 | 0,93 | 0,12 | 0,27 |
| sPRI | 0,12 | 0,89 | 0,63 | 0,04 |

A alteração de um rio para um lago, devido à construção de um reservatório, modifica as condições hidrodinâmicas da água e define, conforme Wetzel (2001), três zonas: a do rio, a de transição e a lacustre, cada uma com características físicas, químicas e biológicas próprias (FILHO et al., 2011). No setor rio, de modo geral, a água é bem misturada, com capacidade de transportar elevadas cargas de partículas suspensas e com isso há reduzida infiltração da luz o que limita a produção primária. Na zona de transição ocorre diminuição da turbidez proporcionando aumento na infiltração da luz, com isso aumentam as taxas de produtividade pelo fitoplâncton. Na zona com características de lago pode ocorrer estratificação térmica e limitação na disponibilidade de nutrientes. A variação das condições as quais a água fica submetida em um reservatório define, muitas vezes, alterações de sua cor (figura 4.3) (FILHO et al., 2011).

Em abril/2010 o reservatório atingiu seu nível mínimo (figura 4.3) e foram estimados o fluxo de CO_2 , NDVI e sPRI quando a usina estava pronta para operação. O valor máximo foi 0,7 e a média 0,35, os índices calculados estão na Tabela 4.3.

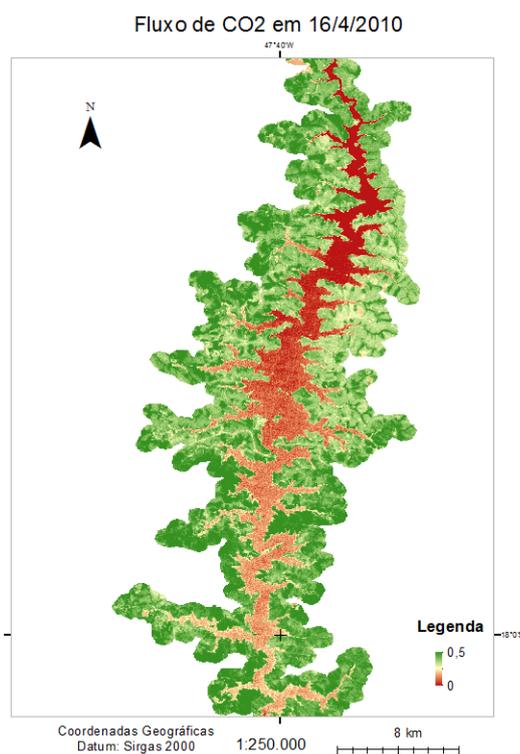


Figura 4.3: Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em abril/2010

Tabela 4.3: Índices calculados para estimar o fluxo de CO_2 no mês de abril 2010

| | mínimo | máximo | média | desvio padrão |
|--------------|--------|--------|-------|---------------|
| fluxo CO_2 | 0 | 0,70 | 0,35 | 0,16 |
| NDVI | -0,40 | 0,86 | 0,11 | 0,25 |
| sPRI | 0,09 | 0,48 | 0,07 | 0 |

Em abril/2011 o reservatório atingiu seu nível máximo (figura 4.4) e foram estimados o fluxo de CO_2 , NDVI e sPRI quando o reservatório já ocupava toda a área que havia sido destinada à esse propósito, o valor máximo calculado foi 0,68 e a média 0,34. A Tabela 4.4 contém os índices desse período.

Na Figura 4.4 pode-se observar que a média do NDVI está mais alta em relação ao mesmo período do ano anterior, mesmo com a área do reservatório praticamente inalterada. Evento que pode ser atribuído à eutrofização causada por atividades antrópicas no entorno da barragem e pela vegetação que está submersa em decomposição. A medida que o teor de poluição aumenta o ambiente torna-se favorável ao crescimento e desenvolvimento de macrófitas, que devido ao comportamento espectral característico da vegetação eleva o NDVI na represa (POLONIO et al., 2015).

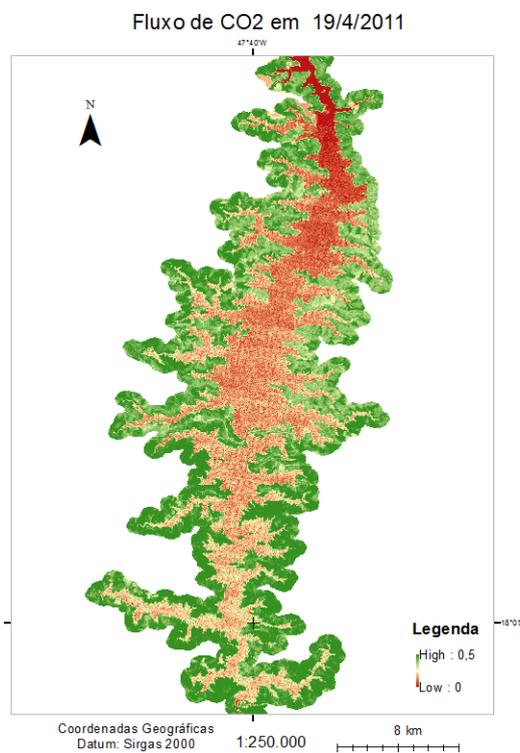
Figura 4.4: Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em abril/2011

Tabela 4.4: Índices calculados para estimar o fluxo de CO_2 no mês de abril 2011

| | mínimo | máximo | média | desvio padrão |
|--------------|--------|--------|-------|---------------|
| fluxo CO_2 | 0 | 0,68 | 0,34 | 0,18 |
| NDVI | -0,82 | 0,92 | 0,50 | 0,26 |
| sPRI | 0,15 | 0,74 | 0,65 | 0,05 |

Na Figura 4.5 é apresentado o fluxo de CO_2 calculado com as imagens OLI em abril/2014. A utilização desse sensor garante o aumento na nitidez do produto, tornando mais clara a identificação visual. O valor máximo calculado foi 0,53 e a média 0,32. Os índices desse período são apresentados na Tabela 4.5.

Os valores do fluxo CO_2 iguais ou menores que zero representam regiões que não são fotossinteticamente ativas. Quanto maior o valor do fluxo de CO_2 , maior quantidade de carbono estocado, o que permite melhores condições de desenvolvimento para a vegetação.

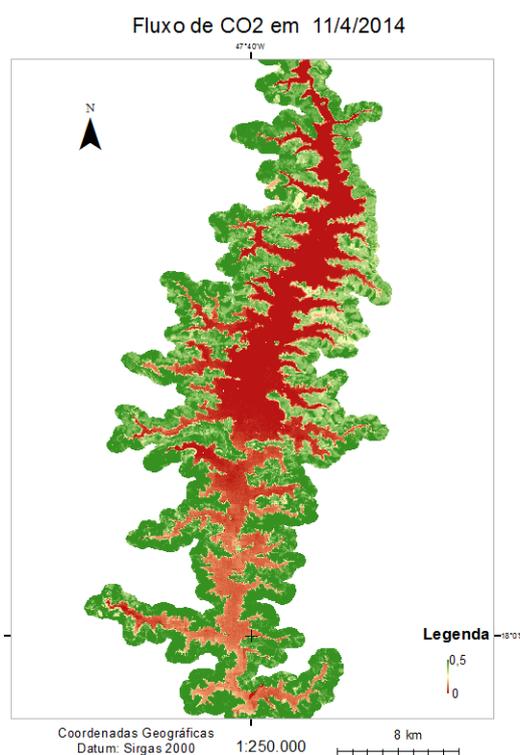
Figura 4.5: Fluxo de CO_2 na área do reservatório da UHE Serra do Facão em abril/2014

Tabela 4.5: índices abril 2014

| | mínimo | máximo | média | desvio padrão |
|--------------|--------|--------|-------|---------------|
| fluxo CO_2 | 0 | 0,53 | 0,32 | 0,19 |
| NDVI | -0,57 | 0,81 | 0,48 | 0,33 |
| sPRI | 0,29 | 0,69 | 0,64 | 0,05 |

Nos períodos com altas restrições hídricas, estação seca (abril-setembro), as plantas apresentam mecanismos de adaptações para suportar a falta de água. Um dos principais artifícios da vegetação é a perda das folhas, afetando, os índices que refletem a fotossíntese, o que deve ter influenciado a média do NDVI de setembro/2009 que registrou o valor de 0,10.

A análise do fluxo de CO_2 apresentou a maior ocorrência média no mês de fevereiro/2010 com índice médio igual a 0,36, que provavelmente está relacionado à área que estava em processo de alagamento. Em abril/2011 o mesmo índice foi de 0,34, momento que o reservatório atingiu seu nível máximo. Esses valores, são maiores que os encontrados por (GRILLO et al., 2011) em áreas com manejo agrícola irrigado na Caatinga .

4.2 Estimativa da emissão de metano

Inicialmente foi estimado o metano no período de setembro/2009 à fevereiro/2010, que apresentou uma grande variabilidade ao longo do reservatório e de forma geral, os valores mais elevados foram registrados nas regiões distantes da calha do rio São Marcos (figura 4.6). O valor mínimo calculado foi $17,22 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$, o máximo $50,00 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$ e a média $28,67 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$ em uma área total de $53,29 \text{ Km}^2$.

Os valores de metano, fator de temperatura e produtividade correspondentes ao mês de fevereiro de 2010 são apresentados na Tabela 4.6.

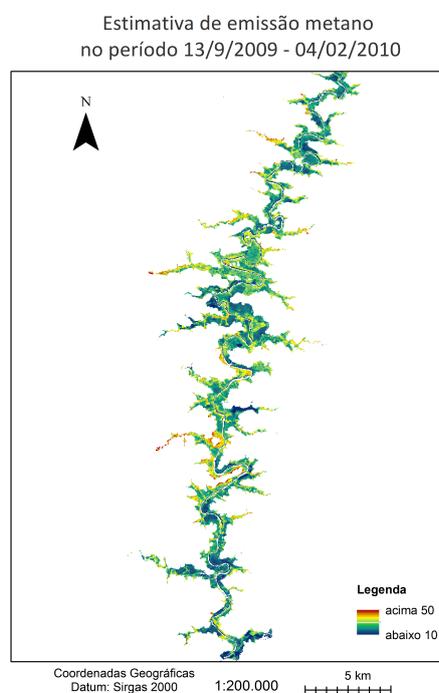


Figura 4.6: Estimativa de emissão de metano ($\text{Kg/Km}^2/\text{dia}$) do reservatório da UHE Serra do Facão no período setembro/2009 à fevereiro/2010

Tabela 4.6: Índices calculados para estimativa de metano ($Kg/Km^2/dia$) no mês de fevereiro 2010

| | mínimo | máximo | média | desvio padrão |
|---------------------|--------|--------|-------|---------------|
| metano | 17,22 | 50,00 | 28,67 | 7,91 |
| fator produtividade | 0 | 0,32 | 0,18 | 0,07 |
| fator temperatura | 0,40 | 1,52 | 0,99 | 0,12 |

Posteriormente foram calculados o metano, fator de temperatura e fator de produtividade para o mês de abril/2010, quando o reservatório atingiu seu nível mínimo (figura 4.7). A estimativa foi feita em duas etapas, pois houve um aumento significativo do verdor da vegetação no período setembro-abril, então a vegetação alagada no período fevereiro-abril não continha a mesma quantidade de biomassa que em setembro (FIGs.4.8 e 4.9). O aumento da biomassa, provavelmente, se deu devido ao período chuvoso e o aumento da temperatura que pode ser comprovado pelos dois gráficos das Figuras 4.10 e 4.11. O valor mínimo calculado foi $11,41 Kg/Km^2/dia$, o máximo $54,44 Kg/Km^2/dia$ e a média $22,89 Kg/Km^2/dia$ em uma área total $32,47 Km^2$.

Os valores de metano, fator de temperatura e produtividade correspondentes ao mês de abril de 2010 são apresentados na Tabela 4.7.

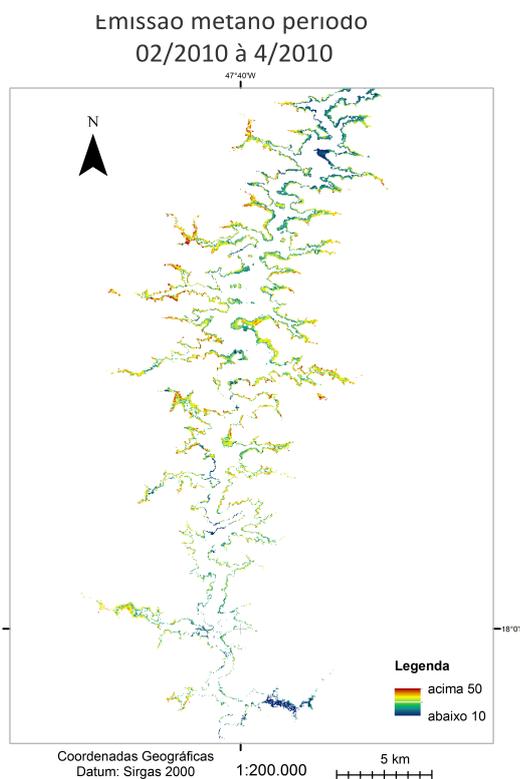


Figura 4.7: Estimativa de emissão de metano ($Kg/Km^2/dia$) do reservatório da UHE Serra do Facão no período fevereiro/2010 à abril/2010

Tabela 4.7: Índices calculados para estimativa de metano ($Kg/Km^2/dia$) no mês de abril 2010

| | mínimo | máximo | média | desvio padrão |
|---------------------|--------|--------|-------|---------------|
| metano | 11,41 | 54,44 | 22,89 | 10,89 |
| fator produtividade | 0 | 0,33 | 0,20 | 0,06 |
| fator temperatura | 0,47 | 1,67 | 1,00 | 0,18 |

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) 13/9/2009

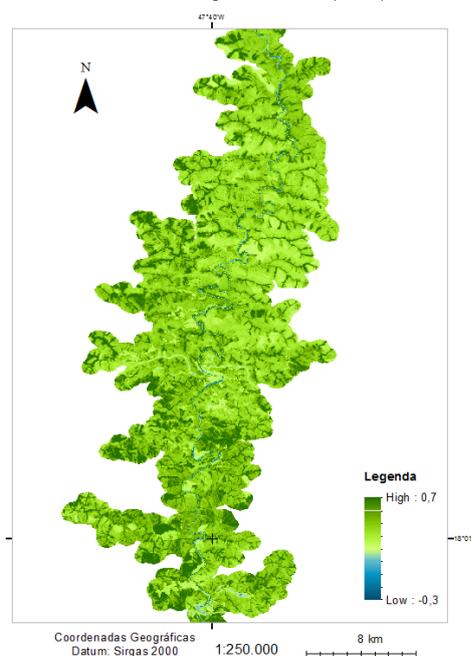


Figura 4.8: NDVI da área da UHE Serra do Facão em setembro/2009

Em abril/2011 o reservatório atingiu seu nível máximo e foram estimados o metano, fator de produtividade e temperatura correspondentes ao período abril/2010 - abril/2011, quando a usina já se encontrava em operação. O valor mínimo calculado foi $2,38 Kg/Km^2/dia$, o máximo $64,08 Kg/Km^2/dia$ e a média $36,95 Kg/Km^2/dia$ em uma área total $84,15 Km^2$. A estação chuvosa nesse período (figura 4.13) corroborou para o aumento das áreas com possibilidade de emissão de metano devido à expansão da área alagada.

Os valores de metano, fator de temperatura e produtividade correspondentes ao mês de abril de 2011 são apresentados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8: Índices calculados para estimativa de metano ($Kg/Km^2/dia$) no mês de abril 2011

| | mínimo | máximo | média | desvio padrão |
|---------------------|--------|--------|-------|---------------|
| metano | 2,38 | 64,08 | 36,95 | 10,8 |
| fator produtividade | 0,01 | 0,37 | 0,24 | 0,06 |
| fator temperatura | 0,29 | 1,47 | 1,00 | 0,12 |

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) 04/02/2010

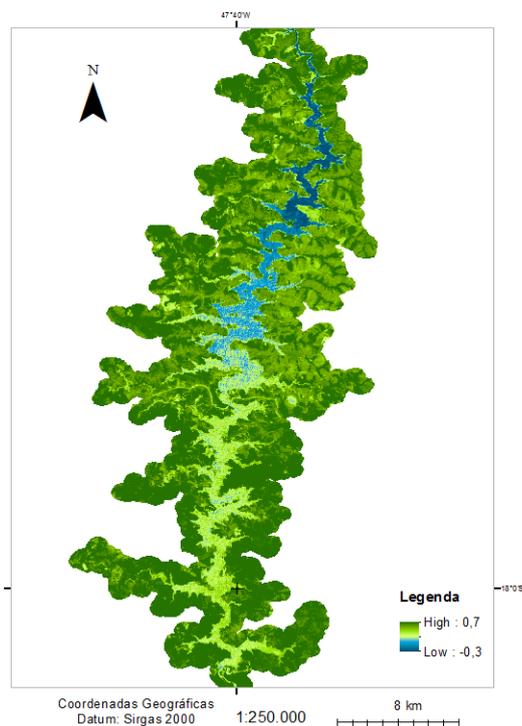


Figura 4.9: NDVI da área da UHE Serra do Facão em fevereiro/2010

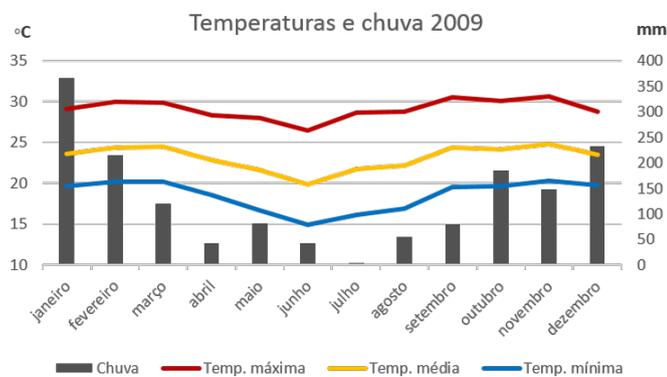


Figura 4.10: Chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2009 na estação do INMET do município de Catalão (GO)

A emissão de metano na zona de deplecionamento foi calculada no período setembro/2013 - abril/2014. Esperava-se que essa região estivesse totalmente coberta pela água após a estação chuvosa no Centro-Oeste brasileiro. No entanto, a condição atmosférica predominante provocou uma diminuição significativa no regime de precipitação e uma seca severa em toda a região (FIGs 4.14 e 4.15). Tal condição determinou que a área para estimativa de emissão de metano apresentasse poucos pontos ao longo do reservatório. O valor mínimo calculado foi $3,94 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$, o máximo $20,13 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$ e a média $16,57 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$ em uma área total $0,74 \text{ Km}^2$.

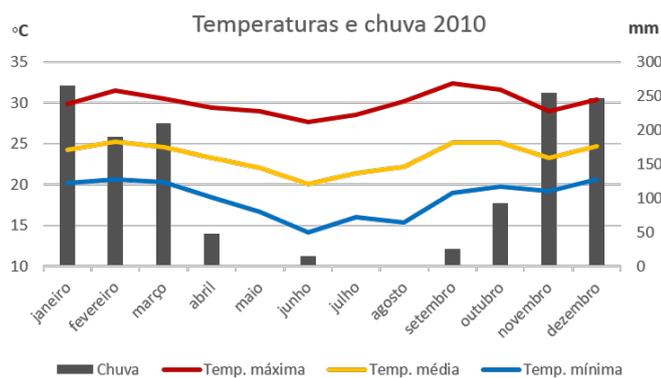


Figura 4.11: Chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2010 na estação do INMET do município de Catalão (GO)

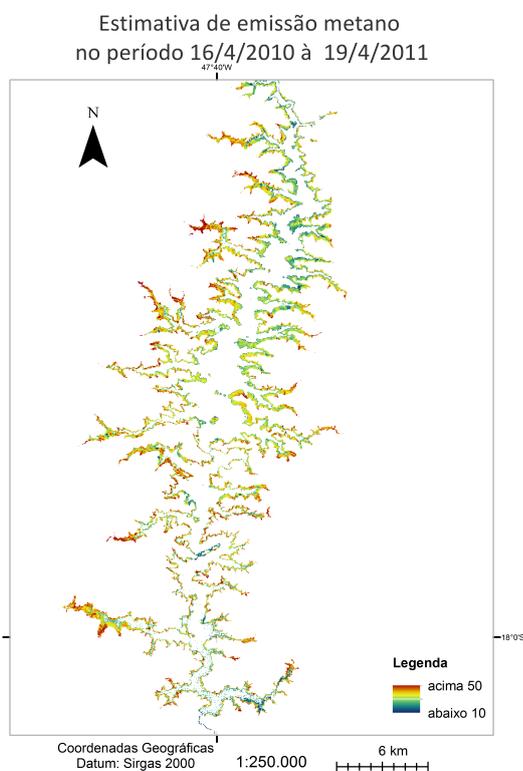


Figura 4.12: Estimativa de emissão de metano ($Kg/Km^2/dia$) do reservatório da UHE Serra do Fação no período abril/2010 à abril/2011

Os valores de metano, fator de temperatura e produtividade correspondentes ao mês de abril de 2014 são apresentados na Tabela 4.9.

Os fluxos dos GEEs não são homogêaneamente distribuídos ao longo do reservatório. Em ambientes heterogêneos a emissão de CH_4 sofre uma grande variação, seja na escala de metros ou em horas (BARTLETT; HARRISS, 1993). Esse fenômeno pode ser percebido tanto nos mapas com as estimativas, quanto nas respectivas tabelas. Os maiores valores esti-

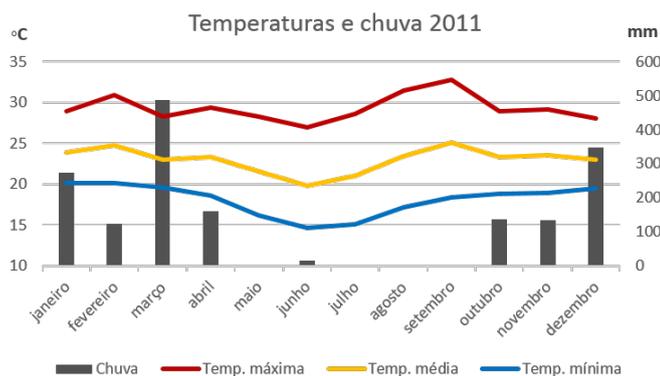


Figura 4.13: Chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2011 na estação do INMET do município de Catalão (GO)

Tabela 4.9: Índices calculados para estimativa de metano ($Kg/Km^2/dia$) no mês de abril 2014

| | mínimo | máximo | média | desvio padrão |
|---------------------|--------|--------|-------|---------------|
| metano | 3,94 | 20,13 | 16,57 | 2,16 |
| fator produtividade | 0,02 | 0,18 | 0,07 | 0,04 |
| fator temperatura | 0,72 | 1,12 | 0,99 | 0,13 |

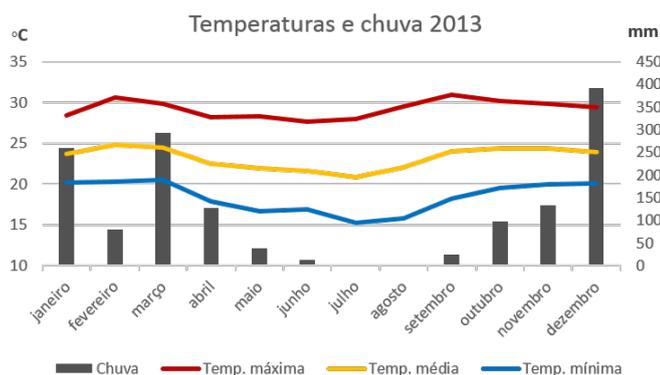


Figura 4.14: chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2013 na estação do INMET do município de Catalão(GO)

mados para emissão de metano na área alagada foram identificados nos pontos onde a vegetação fotossinteticamente ativa apresentava valores mais elevados. Conclusão similar à de [TEODURU et al. \(2011\)](#), que identificaram um padrão heterogêneo de emissão relacionado à vegetação inundada em um reservatório canadense. A região próxima a barragem apresentou valores menores, provavelmente por ser onde estava instalado o canteiro de obras.

O período entre setembro de 2009 e abril de 2011 contemplou a etapa de enchimento do reservatório, onde as estimativas de emissão de CH_4 foram referentes à vegetação inundada. Entre abril de 2010 e abril de 2011 aumentou a média de emissão, o desvio padrão continuou alto, essas constatações podem ser vistas na Figura 4.12 em que as áreas que ten-

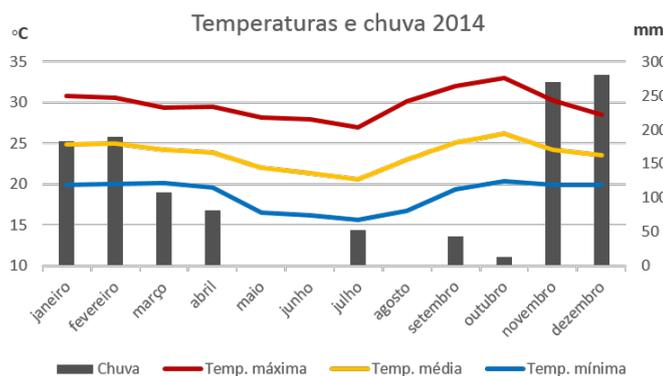


Figura 4.15: Chuva e as temperaturas máxima, média e mínima mensais do ano de 2014 na estação do INMET do município de Catalão (GO)

dem ao laranja-avermelhado são maiores, isso pode ocorrer devido a regeneração natural da vegetação.

O reservatório alcançou seu nível máximo em abril/2011, que apresentou o maior nível pluviométrico em relação aos mesmos meses anteriores. A média calculada de $36,95 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$ foi a maior estimativa de emissão de metano no período estudado

Os valores estimados de metano (figura 4.16) se encontram dentro das faixas publicadas no Relatório de Referência do MCT (ROSA et al., 2006) para reservatórios no cerrado. Em regiões com profundidade até 5m a média está entre $12,42$ e $36,38 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$; em torno de 6,5m: $22,49$ a $80,91 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$ e em regiões com aproximadamente 10,5m: $8,95$ e $16,45 \text{ Kg/Km}^2/\text{dia}$.

No período seguinte (setembro de 2013 à abril de 2014) seriam calculadas as emissões da zona de deplecionamento, emissões constantes do reservatório, porém houve uma estiagem muito severa na região central do Brasil. Poucos pontos foram alagados, o que não permitiu a elaboração de um mapa igual aos anteriores. Sendo essa zona uma APP, nas próximas estações chuvosas (próximas a normal climatológica da chuva) deverá ser possível estimar a emissão de metano da zona de deplecionamento.

Os resultados apresentados anteriormente e as médias compiladas na Figura 4.16 são provenientes de um método diferente dos utilizados na literatura consultada. A metodologia desses trabalhos comumente utiliza medidas *in situ*, em algumas campanhas e em poucos pontos, se comparado com a metodologia descrita neste trabalho. Cada reservatório possui características próprias como localização geográfica, formato, tamanho, profundidade, idade, ocupação antrópica. Esses fatores tornam as comparações meramente ilustrativas.

Comumente há grande emissão de gases nos primeiros anos de funcionamento de uma usina, a qual diminui com o passar do tempo, pois a matéria orgânica em decompo-

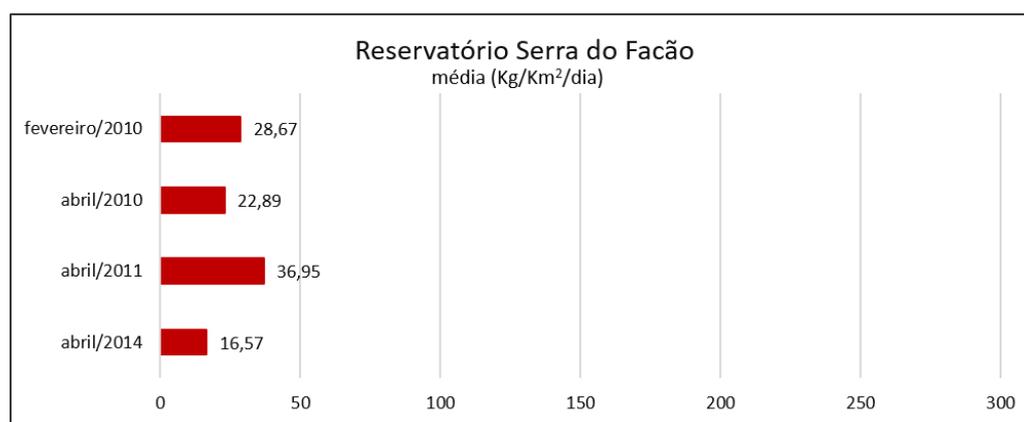
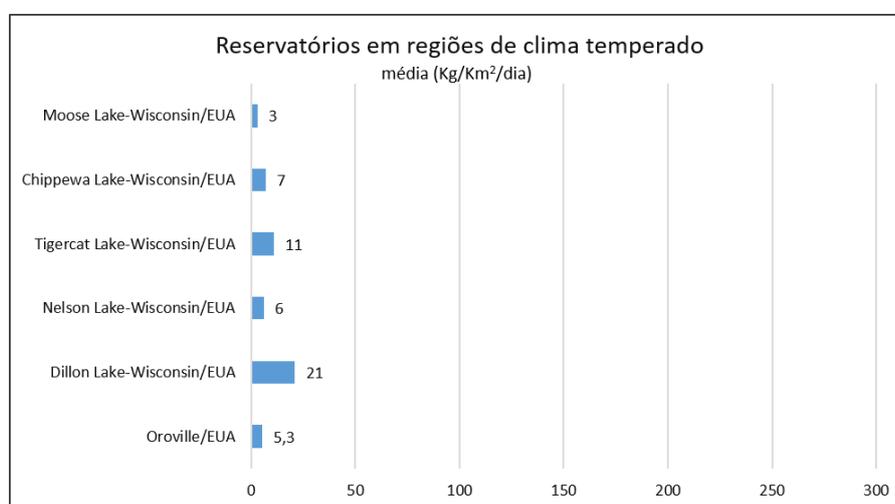


Figura 4.16: Resultados médios da emissão de metano calculado

sição decai ao longo dos anos. Entretanto, toda a vez que o lago enche, ocorre um pico de emissão de gases. Isso demonstra que a hidrelétrica continua emitindo gases de efeito estufa ao longo dos anos na zona de deplecionamento. Para a usina que foi objeto deste estudo esses valores são encontrados no período de abril/2014.

As medidas apresentadas no trabalho de [SANTOS \(2006\)](#) para reservatórios de clima temperados (figura 4.17) foram, em sua maioria, menores que os estimados neste trabalho, mesmo levando em consideração as emissões provenientes de várias fontes. Esses dados servem para corroborar a importância da temperatura na emissão de metano.

Figura 4.17: Emissão de metano em reservatórios localizados em regiões de clima temperado ([SANTOS, 2006](#))

A alta variabilidade da emissão de metano pode ser verificada na Figura 4.18, onde em um mesmo reservatório (Curua-Uná, Tucuruí e Miranda), em publicações anos diferentes foram encontrados resultados com grande amplitude.

O que se espera é que as hidrelétricas construídas em áreas tropicais, como a Amazônica, sejam as que mais emitam gases de efeito estufa, devido às temperaturas mais eleva-

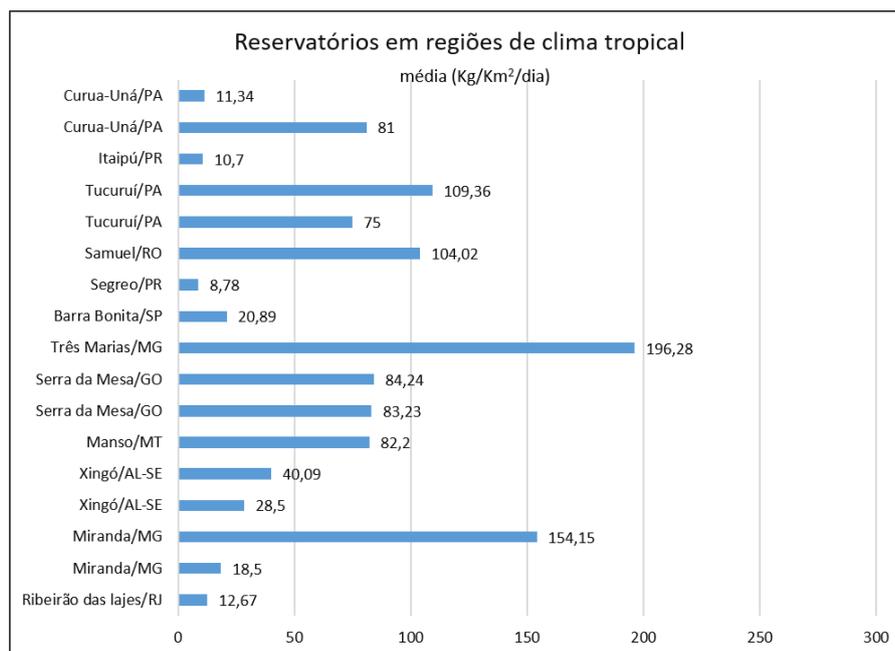


Figura 4.18: Emissão de metano em reservatórios localizados em regiões de clima tropical (SANTOS, 2006)

das e a vegetação abundante. Na Figura 4.19 os valores mais elevados são de reservatórios localizados no Cerrado. Esses dados servem para a comprovar a alta variabilidade da emissão de metano. A hidrelétrica de Três Marias, construída em 1962, em Minas Gerais, é a que mais emite metano (figura 4.19), de acordo com o trabalho de SANTOS (2006). Isso provavelmente ocorre devido a zona de deplecionamento ser grande, a diferença entre o nível de água mais alto e o mais baixo é de nove metros. Em função disso, forma-se, em volta do lago, um lamaçal onde crescem gramíneas.

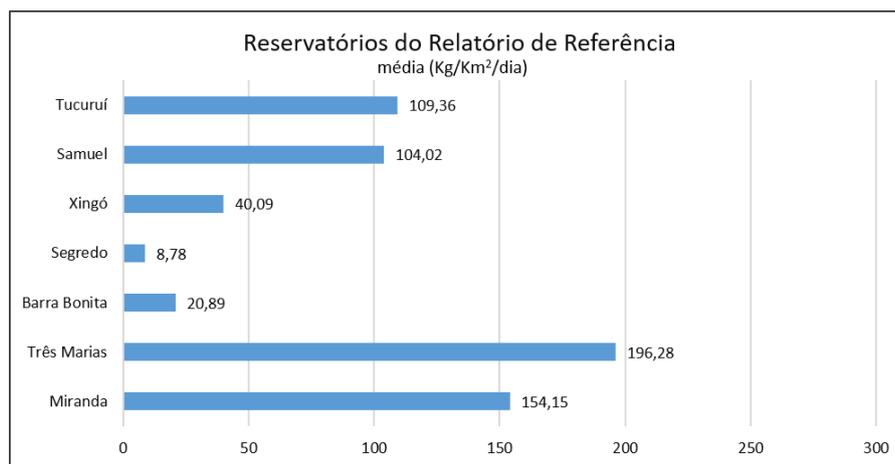


Figura 4.19: Emissão de metano nos reservatórios do Relatório de Referência do MCT (SANTOS, 2006)

Novamente ressalta-se que os resultados deste trabalho são referentes apenas a vegetação submersa. Não são levados em consideração outros fatores que contribuem para os resultados apresentados nas figuras 4.17, 4.18 e 4.19.

Capítulo 5

Conclusão

A partir de outros trabalhos publicados ficaram alguns questionamentos: como medir? Onde medir? Quando medir? Como modelar emissões de GEEs para complementar as medições?

O método apresentado para estimativa do fluxo de CO_2 foi dependente da chuva, pois na média se manteve estável mesmo com o aumento da área alagada. No período seco, tanto antes, quanto depois da construção do reservatório, o fluxo de CO_2 era baixo. As imagens de NDVI comprovam que na estação chuvosa há um melhor rendimento no sequestro de carbono visto que esse índice aumenta, conseqüentemente o sequestro de carbono aumenta.

A Metodologia desenvolvida nesse trabalho pode ser utilizada na estimativa das emissões permanentes de metano em reservatórios monitorados, ou não; para extrapolar as medições ou simulações em reservatórios a serem construídos. Esse método é extremamente dependente da temperatura da superfície da água e da biomassa alagada.

O metano estimado é proveniente somente da vegetação submersa, outras fontes não foram consideradas. Dessa forma os responsáveis pela supressão da vegetação futuramente alagada podem utilizar essa metodologia para prever quais são as áreas prioritárias no desmatamento.

O crescimento da vegetação na zona de deplecionamento do reservatório, a cada ano, remove o CO_2 da atmosfera pela fotossíntese, e emite o carbono na forma de metano quando a vegetação é submersa. Essa região pode ser considerada uma fonte permanente de emissão de metano, diferente da vegetação inicialmente inundada no enchimento do reservatório que decai ao longo dos anos.

A temperatura combinada com alta produtividade primária líquida foram os fatores que influenciaram na estimativa de emissão de metano nas áreas que estavam sendo

alagadas. Os resultados obtidos neste trabalho, mostraram similaridade com resultados obtidos por outros pesquisadores, mesmo com métodos diferentes de obtenção de resultados. Corroboram para demonstrar que há alta variabilidade espacial e temporal na emissão de metano.

Para um aumento na acurácia dos resultados do fluxo de CO_2 e estimativa de metano (CH_4) sugere-se a validação dos resultados com torres de medições e trabalhos de campo. Também pode-se criar modelos correlacionando os resultados obtidos com as imagens e índices biogeoquímicos.

Referências Bibliográficas

ABDON, M. d. M.; MEYER, M. Differentiation of genus of aquatic macrophytes through remote sensing in the tucurui reservoir - para state - brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT, 24, 27-31 May 1991, Rio de Janeiro, BR. [S.l.], 1991. p. 311-322. Acesso em: 18 fev. 2014.

ABE, D.; ADAMS, D.; GALLI, C. S.; CIMBLERIS, A.; TUNDISI, J. Carbon gas cycling in the sediments of serra da mesa and manso reservoirs, central brazil. **PROCEEDINGS-INTERNATIONAL ASSOCIATION OF THEORETICAL AND APPLIED LIMNOLOGY**, v. 29, n. 2, p. 567, 2005.

ABE, D. S.; SIDAGIS-GALLI, C.; TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. Emissões de gases de efeito estufa em reservatórios de hidroelétricas. **Straskraba, M. and Tundisi, JG. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC, IIE**, v. 9, p. 249-272, 2008.

ABRIL, G.; GUÉRIN, F.; RICHARD, S.; DELMAS, R.; GALY-LACAUX, C.; GOSSE, P.; TREMBLAY, A.; VARFALVY, L.; dos SANTOS, M.; MATVIENKO, B. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-years old tropical reservoir (petit-saut, french guiana). **Global Biogeochemical Cycle**, v. 19, 2005.

ADAMS, D. D. Cycling carbon and nitrogen gases in sediments of aquatic ecosystems. In: **4th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality**. Ceske Budejovice: [s.n.], 2002. p. 16-17.

ADAMS, D. D.; ECK, G. T. M. V. Biogeochemical cycling of organic carbon in the sediments of the grote rug reservoir. **Archiv für Hydrobiologie Ergebnisse Limnologie**, v. 31, p. 319-330, 1988.

AGARWAL, R.; GARG, J. K. Knowledge based classifier for wetland features extraction using modis data: A case study on gujarat. In: SENGUPTA, M.; DALWANI, R. (Ed.). **Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake conference**. Jaipur, India: [s.n.], 2007.

_____. Methane emission modelling using modis thermal and optical data: A case study on gujarat. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 35, n. 4, p. 323-331, 2007.

_____. Knowledge base classification of wetlands from coarse resolution satellite data. **International Journal of Geoinformatics**, v. 4, n. 3, p. 17–23, september 2008.

_____. Methane emission modelling from wetlands and waterlogged areas using modis data. **Current Science**, v. 96, n. 1, p. 36–40, 2009.

_____. Wetland surface temperature estimation using eos/modis data. **International Journal of Geoinformatics**, v. 6, n. 3, p. 49 – 56, september 2010.

AGARWAL, R.; GUPTA, R.; GARG, J. A hierarchical model for estimating methane emission from wetlands using modis data and arima modeling. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 37, n. 3, p. 473–481, sep 2009. ISSN 0255-660X.

AKUMU, C. E.; PATHIRANA, S.; BABAN, S.; BUCHER, D. Modeling methane emission from wetlands in north-eastern new south wales, australia using landsat etm+. **Remote Sensing**, v. 2, n. 5, p. 1378–1399, 2010. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/2/5/1378/>>.

ALCÂNTARA, E. H.; STECH, J. L.; LORENZETTI, J. A.; NOVO, E. M. L. de M. Tecnologia espacial para o monitoramento da temperatura e fluxos de calor na superfície da água do reservatório hidrelétrico de itumbiara (go). In: ALCÂNTARA, E. H.; NOVO, E. M. L. de M.; STECH, J. L. (Ed.). **Novas tecnologias para o monitoramento e estudo de reservatórios hidrelétricos e grandes lagos**. [S.l.]: Parêntese, 2011. p. 15–80.

ALLEN, R. G.; TASUMI, M.; TREZZA, R. **SEBAL (Surface Energy Balance Algorithms for Land) - Advanced Training and Users Manual - Idaho Implementation**. v. 1.0. [S.l.], 2002.

ALVALÁ, P. C.; KIRCHHOFF, V. W. J. H.; PAVÃO, H. G. Metano na atmosfera - produção de metano em regiões de queimadas e áreas alagadas. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, n. 7, p. 40 – 43, 1999.

ANEEL. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Brasília, 2002.

ATKINS, P.; JONES, L. **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. 5. ed. [S.l.: s.n.], 2011.

BAIRD, C.; CANN, M. **ENVIRONMENTAL CHEMISTRY**. fourth edition. [S.l.]: Clancy Marshall, 2008.

BAKER, C.; LAWRENCE, R. L.; MONTAGNE, C.; PATTEN, D. Change detection of wetland ecosystems using landsat imagery and change vector analysis. **Wetlands**, v. 27, n. 3, p. 610–619, 2007.

BAMBACE, L.; RAMOS, F.; LIMA, I.; ROSA, R. Mitigation and recovery of methane emissions from tropical hydroelectric dams. **Energy**, v. 32, n. 6, p. 1038 – 1046, 2007. ISSN 0360-5442. Third Dubrovnik Conference on Sustainable Development of Energy, Water and

Environment Systems. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544206002611>>.

BAPTISTA, G. Mapeamento do sequestro de carbono e de domos urbanos de CO₂ em ambientes tropicais, por meio de sensoriamento remoto hiperespectral. **Geografia**, v. 29, n. 2, 2004. ISSN eISSN: 1983-8700. Disponível em: <<http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/853/860>>.

BAPTISTA, G. M. d. M. Validação da modelagem de seqüestro de carbono para ambientes tropicais de cerrado, por meio de dados aviris e hyperion. **XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil**, p. 05–10, 2003.

BARBOSA, C. C. F.; LEÃO, E. M.; NOVO, M.; CARVALHO, J. C.; FILHO, W. P.; MANTOVANI, J. E. Caracterização espectral das massas d'água amazônicas. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 11, p. 1099–1106, 2003.

BARBOSA, K. **Monitoramento espacial de biomassa e carbono orgânico da vegetação herbácea de várzea na Amazônia Central**. Tese (Doutorado) — Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BARROS, N.; COLE, J. J.; TRANVIK, L.; PRAIRIE, Y.; BASTVIKEN, D.; GIORGIO, P. del; ROLAND, F.; HUSZAR, V. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. **Nature Geo.**, v. 4, p. 593–596, 2011. Disponível em: <http://www.caryinstitute.org/reprints/Barros_et_al_2011_NatGeo.pdf>.

BARTLETT, K. B.; HARRISS, R. C. Review and assessment of methane emissions from wetlands. **Chemosphere**, v. 26, p. 261 – 320, 1993. ISSN 0045-6535. <ce:title>Proceedings of the {NATO} advanced research workshop </ce:title>. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0045653593904277>>.

BASCHUK, M.; ERVIN, M.; CLARK, W.; ARMSTRONG, L.; WRUBLESKI, D.; GOLDSBOROUGH, G. Using satellite imagery to assess macrophyte response to water-level manipulations in the saskatchewan river delta, manitoba. **Wetlands**, Springer Netherlands, v. 32, p. 1091–1102, 2012. ISSN 0277-5212. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s13157-012-0339-z>>.

BASTIAANSEN, W. Sebal-based sensible and latent heat fluxes in the irrigated gediz basin, turkey. **Journal of hydrology**, Elsevier, v. 229, n. 1, p. 87–100, 2000.

BAZZANO, M. G. P.; ELTZ, F. L. F.; CASSOL, E. A. Erosividade e características hidrológicas das chuvas de rio grande. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, scielo, v. 31, p. 1205 – 1217, 10 2007. ISSN 0100-0683. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832007000500036&nrm=iso>.

BLASING, T. **Carbon Dioxide Information Analysis Center**. março 2013. Disponível em: <http://cdiac.ornl.gov/pns/current_ghg.html>.

BODEGOM, P.; STAMS, A. Effects of alternative electron acceptors and temperature on methanogenesis in rice paddy soils. **Chemosphere**, v. 39, n. 2, p. 167 – 182, 1999. ISSN 0045-6535. <ce:title>Matter and Energy Fluxes in the Anthropocentric Environment</ce:title>. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653599001010>>.

BOONE, D. R. Biological formation and consumption of methane. In: **Atmospheric Methane**. [S.l.]: Springer, 2000. p. 42–62.

BORATTO, I. M. d. P.; GOMIDE, R. L. Aplicação dos índices de vegetação ndvi, savi e iaf na caracterização da cobertura vegetativa da região norte de minas gerais. In: **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**,. Foz do Iguaçu, PR, Brasil: [s.n.], 2013.

BRANDÃO, Z. N.; BEZERRA, M. V. C.; SILVA, B. B. d. Uso do ndvi para determinação da biomassa na chapada do araripe. In: EPIPHANIO, J. C. N.; GALVÃO, L. S.; FONSECA, L. M. G. (Ed.). **Anais...** [S.l.]: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2007. p. 75–81.

BRASIL. **Manual de Inventário Hidroelétrico de Bacias Hidrográficas**. Rio de Janeiro, 2007.

_____. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2024**. [S.l.], 2014.

BRAZ, L.; FERREIRA, W.; SILVA, M.; ALVALÁ, P.; MARANI, L.; BATISTA, G.; HAMZA, V. Influência de características físico-químicas da água no transporte de metano para a atmosfera na lagoa rodrigo de freitas, rj. **Ambiente e Água**, v. 7, n. 3, 2012. ISSN 1980-993X. Disponível em: <<http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/972>>.

BROCHADO, G. T.; MACARRINGUE, L. S. Uso de imagens do LISS-3/Resourcesat-1 e do OLI/Landsat-8 no estudo espacial da queda do nível de água no lago de Furnas no ano de 2012 . **Revista Ambiente & Água**, scielo, v. 9, p. 664 – 678, 12 2014. ISSN 1980-993X. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2014000400009&nrm=iso>.

BUKATA, R.; BRUTON, J.; JEROME, J.; JAIN, S.; ZWICK, H. Optical water quality model of lake ontario. 2: Determination of chlorophyll a and suspended mineral concentrations of natural waters from submersible and low altitude optical sensors. **Applied optics**, Optical Society of America, v. 20, n. 9, p. 1704–1714, 1981.

BUKATA, R. P.; JEROME, J. H.; BRUTON, J. E.; JAIN, S. C.; ZWICK, H. H. Optical water quality model of lake ontario. 1: Determination of the optical cross sections of organic and

inorganic particulates in lake ontario. **Appl. Opt.**, OSA, v. 20, n. 9, p. 1696–1703, May 1981. Disponível em: <<http://ao.osa.org/abstract.cfm?URI=ao-20-9-1696>>.

BURGESS, R. **Carbon Cycle curriculum**. Disponível em: <<http://www.fibershed.com/education/carbon-cycle-curriculum/>>.

CALDEIRA, K. Long-term consequences of continued carbon dioxide emission to the atmosphere. In: **Seventh Carbon Dioxide Conference**. Boulder, Colorado: [s.n.], 2005.

CAO, M.; MARSHALL, S.; GREGSON, K. Global carbon exchange and methane emissions from natural wetlands: Application of a process-based model. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 101, n. D9, p. 14399–14414, 1996. ISSN 2156-2202. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1029/96JD00219>>.

CASAMITJANA, X.; SERRA, T.; COLOMER, J.; BASERBA, C.; PÉREZ-LOSADA, J. Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. **Hydrobiologia**, v. 504, n. 1-3, p. 21–28, 2003.

CERAN. **Geração de Energia**. 2012. Disponível em: <http://www.ceran.com.br/session/viewPage/pageId/64/language/pt_BR>.

CERQUEIRA, D. B. d.; FRANCA-ROCHA, W. Relação entre tipos de vegetação e fluxo de co2 no bioma caatinga: estudo de caso em rio de contas - ba. In: EPIPHANIO, J. C. N.; GALVÃO, L. S.; FONSECA, L. M. G. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2007. p. 2413–2419. ISBN 978-85-17-00031-7. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.16.00.29>>. Acesso em: 12 out. 2010.

CHAGAS, G. G. Análise crítica dos estudos sobre metano desenvolvidos no brasil. **Vértices**, v. 12, n. 1, p. 17–30, jan./abr. 2010.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for landsat mss, tm, etm+, and eo-1 {ALI} sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 5, p. 893 – 903, 2009. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425709000169>>.

CHAVEZ, P. S. Image-based atmospheric corrections-revisited and improved. **Photogrammetric engineering and remote sensing**, [Falls Church, Va.] American Society of Photogrammetry., v. 62, n. 9, p. 1025–1035, 1996.

CHEN, H.; WU, Y.; YUAN, X.; GAO, Y.; WU, N.; ZHU, D. Methane emissions from newly created marshes in the drawdown area of the three gorges reservoir. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 114, n. D18, p. n/a–n/a, 2009. ISSN 2156-2202. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1029/2009JD012410>>.

CHILINGAR, G.; SOROKHTIN, O.; KHILYUK, L.; GORFUNKEL, M. Greenhouse gases and greenhouse effect. **Environmental Geology**, Springer-Verlag, v. 58, n. 6, p. 1207–1213, 2009. ISSN 0943-0105. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00254-008-1615-3>>.

COLE, J. J.; PRAIRIE, Y. T.; CARACO, N. F.; MCDOWELL, W. H.; TRANVIK, L. J.; STRIEGL, R. G.; DUARTE, C. M.; KORTELAJINEN, P.; DOWNING, J. A.; MIDDELBURG, J. J.; MELACK, J. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, v. 10, n. 1, p. 172–185, fev 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>>.

CONTI, J. B. Resgatando a fisiologia da paisagem. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 14, p. 59–68, 2001.

COOPS, N. C.; WARING, R. H.; LANDSBERG, J. J. Assessing forest productivity in australia and new zealand using a physiologically-based model driven with averaged monthly weather data and satellite-derived estimates of canopy photosynthetic capacity. **Forest Ecology and Management**, Elsevier, v. 104, n. 1-3, p. 113–127, 1998.

COUNCIL, C. on Methods for E. G. G. E. N. R. **Verifying Greenhouse Gas Emissions: Methods to Support International Climate Agreements**. The National Academies Press, 2010. ISBN 9780309152112. Disponível em: <http://www.nap.edu/openbook.php?record_id=12883>.

CURRAN, P.; NOVO, E. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review. **Journal of Coastal Research**, JSTOR, p. 351–368, 1988.

Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities. **The Role of Wetlands in the Carbon Cycle**. [S.l.], july 2012.

DINH, H. T. M.; VAN, T. T. et al. Surface emissivity in determining land surface temperature. **International Journal of Geoinformatics**, v. 3, n. 4, 2007.

DUMESTRE, J. F.; GUÉZENNEC, J.; GALY-LACAUX, C.; DELMAS, R.; RICHARD, S.; LABROUE, L. Influence of light intensity on methanotrophic bacterial activity in petit saut reservoir, french guiana. **Applied and Environmental Microbiology**, American Society for Microbiology, v. 65, n. 2, p. 534–539, 1999. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9925579>>.

EMBRAPA. **Sistemas Orbitais de Monitoramento e Gestão Territorial**. Campinas, 2009. Disponível em: <<http://www.sat.cnpm.embrapa.br>>.

ENGELN, R. J.; DENNING, A. S.; GURNEY, K. R.; STEPHENS, G. L. Global observations of the carbon budget 1. expected satellite capabilities for emission spectroscopy in the

eos and nposs eras. **Journal of Geophysical Research**, Scriptum Books, v. 106, n. D17, p. 20055–20068, 2001. Disponível em: <<http://www.agu.org/pubs/crossref/2001/2001JD900223.shtml>>.

ENRICH-PRAST, A.; PINHO, L. Ciclo do carbono em ambientes aquáticos continentais brasileiros. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 3–5, 2008.

EPE. **Balanco Energético Nacional 2015 - Ano base 2014: Relatório Síntese**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>>.

EPIPHANIO, J. C.; GLERIANI, J. M.; FORMAGGIO, A. R.; RUDORFF, B. F. Índices de vegetação no sensoriamento remoto da cultura do feijão. **Pesquisa agropecuaria brasileira**, v. 31, n. 6, p. 445–454, 1996.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. [S.l.]: FINEP, 1988.

_____. **FUNDAMENTOS DE LIMNOLOGIA**. 3. ed. INTERCIENCIA, 2011. ISBN 9788571932715. Disponível em: <<http://books.google.com.br/books?id=nz1CpwAACAAJ>>.

FEARNSIDE, P. Gases de efeito estufa em hidrelétricas da amazônia. **Ciência Hoje**, n. 211, p. 41–44, 2004.

FEARNSIDE, P. M. Hydroelectric dams in the brazilian amazon as sources of greenhouse gases. **Environmental Conservation**, Cambridge Univ Press, v. 22, n. 1, p. 7–19, 1995. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0376892900034020>.

_____. Hydroelectric dams in brazilian amazonia: Response to rosa, schaeffer and dos santos. **Environmental Conservation**, v. 23, n. 2, p. 105–108, 1996.

_____. Hidrelétricas planejadas no rio xingu como fontes de gases do efeito estufa : Belo monte (kararaô) e altamira (babaquara). In: SEVÁ, S. F. (Ed.). **Tenotã-Mõ: Alertas sobre as consequências dos projetos hidrelétricos no rio Xingu**. São Paulo: International Rivers Network, 2005. p. 204–241.

_____. Hidrelétricas como fábricas de metano: O papel dos reservatórios em Áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 100–115, 2008.

FEITOSA, G. S.; GRAÇA, P. M. L. d. A.; FEARNSIDE, P. M. Estimativa da zona de deplecionamento da hidrelétrica de balbina por técnica de sensoriamento remoto. In: EPIPHANIO, J. C. N.; GALVÃO, L. S.; FONSECA, L. M. G. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2007. p. 6713–6720. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.13.15.55>>. Acesso em: 28 dez. 2011.

FILHO, W. P. et al. Relação entre clorofila a com perfil espectral e imagem de satélite no reservatório passo real-rs. **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, v. 15, p. 5433–5440, 2011.

FIORUCCI, A. R.; FILHO, E. B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, n. 22, 2005.

FORD, D. E. Reservoir transport process. In: THORNTON, K.; KIMMEL, B.; PAYNE, F. (Ed.). **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. [S.l.]: Wiley, 1990, (A Wiley Interscience-Publication). cap. 2, p. 15 – 42.

FRANKENBERG, C.; BERGAMASCHI, P.; BUTZ, A.; HOUWELING, S.; MEIRINK, J. F.; NOTHOLT, J.; PETERSEN, A. K.; SCHRIJVER, H.; WARNEKE, T.; ABEN, I. Tropical methane emissions: A revised view from sciamachy onboard envisat. **Geophys. Res. Lett**, v. 35, 2008.

FROHN, R.; REIF, M.; LANE, C.; AUTREY, B. Satellite remote sensing of isolated wetlands using object-oriented classification of landsat-7 data. **Wetlands**, Springer Netherlands, v. 29, p. 931–941, 2009. ISSN 0277-5212. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1672/08-194.1>>.

FURUMI, S.; MURAMATSU, K.; ONO, A.; FUJIWARA, N. Development of estimation model for net primary production by vegetation. **Advances in Space Research**, v. 30, n. 11, p. 2517 – 2522, 2002.

GALVÃO, L.; FILHO, W. P.; ABDON, M.; NOVO, E.; SILVA, J.; PONZONI, F. Spectral reflectance characterization of shallow lakes from the brazilian pantanal wetlands with field and airborne hyperspectral data. **International Journal of Remote Sensing**, Taylor & Francis, v. 24, n. 21, p. 4093–4112, 2003.

GALY-LACAUX, C.; DELMAS, R.; KOUADIO, J.; RICHARD, S.; GOSSE, P. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 13(2), p. 503–517, 1999.

GAMON, J.; PEÑUELAS, J.; FIELD, C. A narrow-waveband spectral index that tracks diurnal changes in photosynthetic efficiency. **Remote Sensing of Environment**, v. 41, n. 1, p. 35 – 44, 1992. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/003442579290059S>>.

GAMON, J. A.; SERRANO, L.; SURFUS, J. S. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. **Oecologia**, Springer-Verlag, v. 112, p. 492–501, 1997. ISSN 0029-8549. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s004420050337>>.

GOLDENFUM, J. A. Challenges and solutions for assessing the impact of freshwater reservoirs on natural {GHG} emissions. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 12, n. 2, p. 115 – 122, 2012. Selected papers from the 2nd Conference on Healthy Rivers and Sustainable Water Resource Management 20-22 October 2011, Chongqing, China. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1642359312701969>>.

GONZÁLEZ, F. H. D. **FOTOSSÍNTESE**. 2005. Material de estudo na disciplina Bioquímica do Tecido Animal, PPGCV / UFRGS, 8p. Disponível em: <<http://www6.ufrgs.br/favet/lacvet/restrito/pdf/fotossintese.pdf>>.

GOODLAND, R. A physiognomic analysis of the cerrado vegetation of central brazil. **Journal of Ecology**, v. 321, p. 769–771, 1971.

GRILO, D. C.; BORGES, E. F.; PETRERE, V. G.; ARAÚJO, D. M. de B. Mapeamento do fluxo de co2 em ambientes de caatinga e de sistemas agropecuário por meio de imagens orbitais. In: IN: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, CURITIBA. ANAIS... SÃO JOSÉ DOS CAMPOS: INPE, 2011. **Embrapa Semiárido-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. [S.l.], 2011.

GUÉRIN, F.; ABRIL, G.; TREMBLAY, A.; DELMAS, R. Nitrous oxide emissions from tropical hydroelectric reservoirs. **Geophysical Research Letters**, v. 35, n. 6, p. 2–7, 2008. Disponível em: <<http://www.agu.org/pubs/crossref/2008/2007GL033057.shtml>>.

HORNE, A.; GOLDMAN, C. **Limnology**. [S.l.]: McGraw-Hill, 1994. (McGraw-Hill biological science series).

HUETE, A. A soil-adjusted vegetation index (savi). **Remote Sensing of Environment**, v. 25, n. 3, p. 295 – 309, 1988. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/003442578890106X>>.

HUTTUNEM, J. T.; MARTIKAINEN, P. J. Long-term net methane release from finnish hydroreservoirs. In: SANTOS M. A.AND ROSA, L. P. (Ed.). **Proceedings of International Seminar on Greenhouse Fluxes from Hydro Reservoirs & Workshop on Modeling Greenhouse Gas Emissions from Reservoir at Watershed level**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2005.

IBRAHIM, A.; OKUDA, T.; FAIDI, M. et al. An analysis of spatial and temporal variation of net primary productivity over peninsular malaysia using satellite data. **The Eco-Frontier Fellowship Fiscal Year 2006**, National Institute for Environmental Studies, Japan, p. 133–146, 2006.

IHA. **Assessment of the GHG Status of Freshwater Reservoirs**. [S.l.], 2008.

_____. **GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs**. [S.l.], 2010.

IPCC. **Fourth Assessment Report: Climate Change 2007: The AR4 Synthesis Report**. Geneva: IPCC, 2007. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>>.

JACKSON, R. D.; HUETE, A. R. Interpreting vegetation indices. **Preventive Veterinary Medicine**, Elsevier, v. 11, n. 3, p. 185–200, 1991.

JENSEN, J. **Remote Sensing Of The Environment: An Earth Resource Perspective**. [S.l.]: Pearson Prentice Hall, 2007. (Prentice-Hall Series in Geographic Information Science). ISBN 9780131889507.

JUNGES, A. H.; ALVES, G.; FONTANA, D. C. Estudo indicativo do comportamento do ndvi e evi em lavouras de cereais de inverno da região norte do estado do rio grande do sul, através de imagens modis. In: EPIPHANIO, J. C. N.; GALVÃO, L. S.; FONSECA, L. M. G. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2007. p. 241–248. ISBN 978-85-17-00031-7. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.15.10.52>>. Acesso em: 12 out. 2010.

KAYASTHA, N.; THOMAS, V.; GALBRAITH, J.; BANSKOTA, A. Monitoring wetland change using inter-annual landsat time-series data. **Wetlands**, Springer Netherlands, v. 32, p. 1149–1162, 2012. ISSN 0277-5212. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s13157-012-0345-1>>.

KAYRANLI, B.; SCHOLZ, M.; MUSTAFA, A.; HEDMARK, Å. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. **Wetlands**, Springer Netherlands, v. 30, n. 1, p. 111–124, 2010. ISSN 0277-5212. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s13157-009-0003-4>>.

KELLER, M.; STALLARD, R. F. Methane emission by bubbling from gatun lake, panama. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)**, Wiley Online Library, v. 99, n. D4, p. 8307– 8319, 1994.

KEMENES, A. **Estimativa das emissões de gases de efeito estufa (CO₂ e CH₄) pela hidrelétrica de Balbina, Amazônia Central, Brasil**. 95 p. Tese (Doutorado) — Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, 2006.

KEMENES, A.; FORSBERG, B. R.; MELACK, J. As hidrelétricas e o aquecimento global. **Ciência Hoje**, v. 41, n. 145, p. 20–25, 2008.

KEMENES, A.; FORSBERG, B. R.; MELACK, J. M. Methane release below a tropical hydro-electric dam. **Geophys Res Lett**, v. 34, 2007.

KHORRAM, S.; CHESHIRE, H.; GERACI, A.; ROSA, G. L. Water quality mapping of augusta bay, italy from landsat tm data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 12, p. 803–808, 1991.

KIEHL, J. T.; TRENBERTH, K. Earth's annual global mean energy budget. **Bull. Amer. Met. Soc.**, v. 78, p. 197–208, 1997.

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K.; KIMMEL, B.; PAYNE, F. (Ed.). **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. [S.l.]: Wiley, 1990, (A Wiley Interscience-Publication). cap. 6, p. 133 – 194.

KRAMBER, W.; MORSE, A.; ALLEN, R.; TASUMI, M.; TREZZA, R.; WRIGHT, J. **Surface Energy Balance Algorithms for Land**. [S.l.], 2002.

LAPOLA, D. M. **Conseqüências das mudanças climáticas globais nos biomas da América do Sul: um modelo de vegetação potencial incluindo ciclo de carbono**. 183 p. Dissertação (Mestrado) — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2007-03-26 2007. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2007/04.25.18.15>>. Acesso em: 01 fev. 2012.

LILLESAND, T.; KIEFER, R.; CHIPMAN, J. **Remote Sensing and Image Interpretation**. [S.l.]: Wiley, 2014. ISBN 9781118343289.

LIMA, D. L. de; GALO, M. d. L. B. T.; IMAI, N. N. Aplicação do modelo de cores ihs na detecção de plantas aquáticas imersas. INPE, Goiania, p. 4115–4122, 2005.

LIMA, I. B. T. Biogeochemical distinction of methane releases from two amazon hydroreservoirs. **Chemosphere**, v. 59, p. 1697–1702, 2005.

LIMA, I. B. T.; NOVO, E. Carbon flow in tucuruí reservoir. In: ROSA, L. P.; SANTOS, M. A. (Ed.). **Dams and Climate Change**. Rio de Janeiro, 1999. (Proceedings of International Workshop on Hydro Dams, Lakes and Greenhouse Gas Emissions), p. 78–84.

LIMA, I. B. T. de; NOVO, E. M. L. de M.; STECH, J. L.; LORENZETTI, J. A. The use of remote sensing and automated water quality systems to estimate greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs. In: ROSA, L. P.; SANTOS, M. A. dos; TUNDISI, J. G. (Ed.). **Greenhouse Gas Emissions from Hydropower Reservoirs and Water Quality**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2004. p. 136.

LIU, Y. **Modeling the Emissions of Nitrous Oxide (N₂O) and Methane (CH₄) from the Terrestrial Biosphere to the atmosphere**. Tese (Report 10) — Massachusetts Institute of Technology. Joint Program on the Science and Policy of Global Change, August 1996.

LOUIS, V. L. S.; KELLY, C. A.; DUCHEMIN, E.; RUDD, J. W. M.; ROSENBERG, D. M. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. **BioScience**, v. 50, p. 766–775, 2000.

MARANI, L. **Estudo da emissão de metano no pantanal sul-matogrossense**. Tese (Doutorado) — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2007.

MATVIENKO, B. The carbon cycle in hydroelectric reservoirs and the greenhouse effect. In: ROSA, L. P.; SANTOS, M. A.; TUNDISI, J. G. (Ed.). **Greenhouse Gas Emissions from Hydropower Reservoirs and Water Quality**. [S.l.]: COPE/UFRJ, 2004. p. 136.

MELLAART, E. Small-scale spatial rain distribution: the effect of temporal and spatial rain distribution on drought and crop yield at village level. **Nelspruit: Institute for Soil, Climate and Water**, v. 34, n. 2, p. 59–82, 1999.

MENDONÇA, R.; BARROS, N.; VIDAL, L. O.; PACHECO, F.; KOSTEN, S.; ROLAND, F. Greenhouse gases - emission, measurement and management,. In: _____. [s.n.], 2012. cap. Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs: What Knowledge Do We Have and What is Lacking? Disponível em: <<http://www.intechopen.com/books/greenhouse-gases-emission-measurement-and-management/greenhouse-gas-emissions-from-hydroelectric-reservoirs-what-do-we-have-and-wh>>.

MENESES, P.; ALMEIDA, T. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto** -. Brasília: [s.n.], 2012.

MER, J. L.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology**, v. 37, n. 1, p. 25 – 50, 2001. ISSN 1164-5563. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1164556301010676>>.

MITSCHE, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. fourth edition. [S.l.]: JOHN WILEY & SONS, INC., 2007.

MORAES, E. d. Fundamentos de sensoriamento remoto. **São José dos Campos: INPE**, 2002.

MORAN, M. S.; JACKSON, R. D.; SLATER, P. N.; TEILLET, P. M. Evaluation of simplified procedures for retrieval of land surface reflectance factors from satellite sensor output. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 41, n. 2, p. 169–184, 1992.

MOTERLE, D. F. **EFLUXO DE METANO EM SOLO SOB MANEJOS DE IRRIGAÇÃO E CULTIVARES DE ARROZ IRRIGADO**. Tese (Doutorado) — UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA, 2011.

MÄNNICH, M. **Estimativa de emissões de gases de efeito estufa em reservatórios e lagos - contribuições para o monitoramento e modelagem 1D - vertical**. Tese (Doutorado) — Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

NASCIMENTO, R. F. F. **Utilização de Dados MERIS e in situ Para a Caracterização Bio-óptica do Reservatório de Itumbiara, GO**. Tese (Doutorado) — M. Sc. Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, Brazil, 2009.

NASCIMENTO, R. F. F.; ALCÂNTARA, E. H.; STECH, J. L.; KAMPEL, M. Uso de dados meris/envisat em águas interiores. In: ALCÂNTARA, E. H.; NOVO, E. M. L. de M.; STECH, J. L. (Ed.). **Novas tecnologias para o monitoramento e estudo de reservatórios hidrelétricos e grandes lagos**. [S.l.]: Parêntese, 2011. p. 81–117.

NICHOL, C. J.; HUENNRICH, K. F.; BLACK, T.; JARVIS, P. G.; WALTHALL, C. L.; GRACE, J.; HALL, F. G. Remote sensing of photosynthetic-light-use efficiency of boreal forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 101, n. 2?3, p. 131 – 142, 2000.

OMETTO, J.; PACHECO, F.; CIMBLERIS, A.; STECH, J.; LORENZZETTI, J.; ASSIREU, A.; SANTOS, M.; MATVIENKO, B.; ROSA, L.; GALLI, C. et al. Carbon dynamic and emissions in brazilian hydropower reservoirs. **Energy resources: development, distribution, and exploitation**. Nova, Hauppauge, p. 155–188, 2011.

OMETTO, J. P.; CIMBLERIS, A. C.; SANTOS, M. A. dos; ROSA, L. P.; ABE, D.; TUNDISI, J. G.; STECH, J. L.; BARROS, N.; ROLAND, F. Carbon emission as a function of energy generation in hydroelectric reservoirs in brazilian dry tropical biome. **Energy Policy**, Elsevier, v. 58, p. 109–116, 2013.

PACHECO, F. S. **Influência dos processos meteorológicos e hidrodinâmicos na emissão de carbono em reservatórios de hidrelétricas**. Tese (Doutorado) — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, junho 2014.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633–1644, 2007. Disponível em: <<http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/11/1633/2007/>>.

PEREIRA, A. C. de F. **DESENVOLVIMENTO DE MÉTODO PARA INFERÊNCIA DE CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA ÁGUA ASSOCIADAS ÀS VARIAÇÕES ESPECTRAIS. CASO DE ESTUDO: RESERVATÓRIO DE ITUPARARANGA/SP**. Tese (Doutorado) — Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Presidente Prudente, 2008.

PETERS, V.; CONRAD, R. Sequential reduction processes and initiation of {CH₄} production upon flooding of oxic upland soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 28, n. 3, p. 371 – 382, 1996. ISSN 0038-0717. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0038071795001468>>.

POLONIO, V. D.; FILGUEIRAS, R.; CARVALHO, T. M. de; NICOLETE, D. A. P.; SARTORI, A. A. da C.; ZIMBACK, C. R. L. Avaliação temporal do sequestro de carbono por meio de imagens orbitais na região de botucatu-sp. **XVII SBSR, João Pessoa-PB, Brasi**, p. 4025–4032, abril 2015.

PONZONI, F.; DISPERATI, A. Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais. In: _____. Brasília: MENESES, P. R. and NETTO, J. S. M., 2001. cap. Comportamento espectral da vegetação, p. 157–199.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2007.

POTTER, C.; KLOOSTER, S.; HIATT, S.; FLADELAND, M.; GENOVESE, V.; GROSS, P. Methane emissions from natural wetlands in the united states: Satellite-derived estimation based on ecosystem carbon cycling. **Earth Interactions**, v. 10, n. 22, p. 1–12, 2006. Disponível em: <<http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/EI200.1>>.

PRASAD, V.; KANT, Y.; BADARINATH, K. Estimation of potential ghg emissions from net primary productivity of forests ? a satellite based approach. **Advances in Space Research**, v. 29, n. 11, p. 1793 – 1798, 2002.

RAHMAN, A.; GAMON, J. A.; FUENTES, D. A.; ROBERTS, D. A.; PRENTISS, D. Modeling distributed ecosystem flux of boreal forest using hyperspectral indices from aviris imagery. **Journal of Geophysical Research**, v. 106, n. 24, p. 579–591, 2001.

RAHMAN, A. F.; GAMON, J. A.; FUENTES, D. A.; ROBERTS, D.; PRENTISS, D.; QIU, H. Modeling co2 flux of boreal forests using narrow-band indices from aviris imagery. In: JPL/NASA. **AVIRIS Workshop**. Pasadena, Califórnia, 2000.

RICHARD, S.; GUERIN, F.; ABRIL, G.; DELMAS, R.; GALY-LACAUX, C.; REYNOUARD, C.; BURBAN, B. Global warming and hydroelectric reservoirs. In: _____. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, Eletrobrás, 2005. cap. Impact of biomass decomposing during first years after dam construction: exemple of Petit Saut (French Guiana), p. 39–54.

RICHEY, J. E. The amazon river system: A biogeochemical model. **Transport of carbon and minerals in major world rivers Part 1**, SCOPE/UNEP - Sonderband, v. 52, p. 365–378, 1982.

RIVERS, I. **Questions and Answers About Large Dams**. 2013. Disponível em: <<http://www.internationalrivers.org/questions-and-answers-about-large-dams>>.

ROBIN, M. **La Télédétection**. Paris: Coll. Fac Géographie, 1995. 318 p.

RODGERS, C. D. Approximate methods of calculating transmission by bands of spectral lines. **NCAR Technical Note NCARTN116IA**, n. March, 1976.

RODHE, H. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. **Science**, v. 248, n. 4960, p. 1217–1219, 1990. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/content/248/4960/1217.abstract>>.

ROLAND, F.; OMETO, J. P.; BARROS, N.; PACHECO, F. S.; MENDONÇA, R. F.; ASSIREU, A.; MARTINELLI, L. **Importance of tropics to global carbon cycle**. [S.l.]: UNESCO, 2009. (Encyclopedia of Life Support Systems).

ROLAND, F.; VIDAL, L. O.; PACHECO, F. S.; BARROS, N. O.; ASSIREU, A.; OMETTO, J. P.; CIMBLERIS, A. C.; COLE, J. J. Variability of carbon dioxide flux from tropical (cerrado) hydroelectric reservoirs. **Aquatic Sciences**, Springer, v. 72, n. 3, p. 283–293, 2010.

ROSA, C. M. da. **Matéria orgânica em Planossolo Háplico sob sistemas de manejo no cultivo do arroz irrigado no Sul do Brasil**. Tese (Doutorado) — UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS, 2010.

ROSA, L.; SANTOS, M. Certainty and uncertainty in the science of greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs. **WCD, Environmental Issues**, 2000.

ROSA, L. P.; MATVIENKO, B.; SANTOS, M. A.; SIKAR, E. **Carbon dioxide and methane emissions from Brazilian hydroelectric reservoirs**. [S.l.], 2002.

ROSA, L. P.; SANTOS, M. A. D.; MATVIENKO, B.; SANTOS, E. O. D.; SIKAR, E. Greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical regions. **Climatic Change**, Springer, v. 66, n. 1, p. 9–21, 2004. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/V436X7078873545U.pdf>>.

ROSA, L. P.; SIKAR, B. M.; SANTOS, M. A. dos; MONTEIRO, J. L.; SIKAR, E. M.; SILVA, M. B.; SANTOS, E. O. dos; JUNIOR, A. P. **Emissões de gases de efeito estufa derivados de reservatórios hidrelétricos**. [S.l.]: Agência Nacional de Energia Elétrica, ANEEL, 2002.

ROSA, L. P.; SIKAR, B. M.; SANTOS, M. A. dos; SIKAR, E. M. **EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO E DE METANO PELOS RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS BRASILEIROS**. Brasília, maio 2006.

ROSA, R. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. Uberlândia: [s.n.], 2003.

ROSA, R. da S.; MESSIAS, R. A.; AMBROZINI, B.; REZENDE, M. O. de O. **IMPORTÂNCIA DA COMPREENSÃO DOS CICLOS BIOGEOQUÍMICOS PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL**. São Carlos, 2003.

ROSENDO, J. d. S. **ÍNDICES DE VEGETAÇÃO E MONITORAMENTO DO USO DO SOLO E COBERTURA VEGETAL NA BACIA DO RIO ARAGUARI-MG-UTILIZANDO DADOS DO SENSOR MODIS**. Tese (Doutorado) — Dissertação (Mestrado em Geografia)-Universidade Federal de Uberlândia, 2005.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the great plains with erts. In: _____. **Third ERTS Symposium**. [S.l.]: NASA, 1973. v. 1, p. 309–317.

RUDD, J. M.; HARRIS, R.; KELLY, C. A.; HECKY, R. E. Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases? **Ambio**, v. 22, p. 246–248, 1993.

RUDD, J. W. M.; HAMILTON, R. D. Methane cycling in a eutrophic shield lake and its effects on whole lake metabolism. **Limnol. Oceanogr**, v. 23, p. 337–348, 1978.

RUIMY, A.; SAUGIER, B.; DEDIEU, G. Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. **Journal of Geophysical Research**, American Geophysical Union, v. 99, n. D3, p. 5263–5283, 1994.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, [Falls Church, Va.] American Society of Photogrammetry., v. 62, n. 2, p. 195–200, 1996.

RUNNING, S. W.; NEMANI, R. R.; HEINSCH, F. A.; ZHAO, M.; REEVES, M.; HASHIMOTO, H. A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production. **BioScience**, Univ California Press, v. 54, n. 6, p. 547, 2004.

SANTOS, E. O. D. **Contabilização das Emissões Líquidas de Gases de Efeito Estufa de Hidrelétricas: Uma Análise Comparativa entre Ambientes Naturais e Reservatórios Hidrelétricos**. Tese (Doutorado) — COPPE/UFRJ, 2006.

SANTOS, E. O. dos; ROSA, L. P.; SANTOS, M. A. dos. Técnicas de medida e análise de gases de efeito estufa em reservatórios hidrelétricos brasileiros. In: **XII Congresso Brasileiro de Meteorologia**. Foz do Iguaçu - PR: [s.n.], 2002.

SANTOS, M. A. dos. **Inventário de emissões de gases de efeito estufa derivadas de hidrelétricas**. 157 p. Tese (Doutorado) — UFRJ, Rio de Janeiro, março 2000.

SANTOS, M. A. dos; MATVIENKO, B.; ROSA, L. P.; SIKAR, E. M. Carbon dioxide and methane emissions from hydroelectric reservoirs in Brazil. In: SANTOS, M. A. dos; ROSA, L. P. (Ed.). **Global warming and hydroelectric reservoirs**. Rio de Janeiro, 2005.

SANTOS, M. A. dos; ROSA, L.; MATVIENKO, B.; SANTOS, E. dos; ROCHA, C. H.; SIKAR, E.; SILVA, M.; JUNIOR, A. M. Emissões de gases de efeito estufa por reservatórios de hidrelétricas. **Oecologia Australis**, v. 12, n. 1, 2008. Disponível em: <<http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/view/88>>.

SASS, R. L.; FISHER, F. M.; WANG, Y. B.; TURNER, F. T.; JUND, M. F. Methane emission from rice fields: The effect of floodwater management. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 6, n. 3, p. 249–262, 1992. ISSN 1944-9224. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1029/92GB01674>>.

SEFAC - Serra do Facão SA. **Estudo de Impacto Ambiental da UHE Serra do Facão**. Catalão, Agosto 2000.

SIMON, J. **Culturas bioenergéticas: produção de biomassa, decomposição e liberação de nitrogênio dos resíduos culturais**. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

SIMS, D.; RAHMAN, A.; CORDOVA, V.; BALDOCCHI, D.; FLANAGAN, L.; GOLDSTEIN, A.; HOLLINGER, D.; MISSON, L.; MONSON, R.; SCHMID, H. Midday values of gross co flux and light use efficiency during satellite overpasses can be used to directly estimate eight-day mean flux. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 131, p. 1 – 12, 07 2005.

SOBRINO, J. A.; JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C.; PAOLINI, L. Land surface temperature retrieval from landsat tm 5. **Remote Sensing of environment**, Elsevier, v. 90, n. 4, p. 434-440, 2004.

SOLOMON, S.; CHANGE, I. P. on C.; I, I. P. on C. C. W. G. **Climate Change 2007 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC**. Cambridge University Press, 2007. (Assessment report (Intergovernmental Panel on Climate Change): Working Group). ISBN 9780521705967. Disponível em: <<http://books.google.com.br/books?id=8-m8nXB8GB4C>>.

SOUZA, A. A.; GALVÃO, L. S.; SANTOS, J. R. Índices de vegetação derivados do sensor hyperion/eo-1 para estimativa de parâmetros biofísicos de fitofisionomias de cerrado. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR). **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 3095-3102.

SOUZA, R. M. d.; FORMIGA, K. T. M.; VEIGA, A. M. Caracterização morfométrica e delimitação da bacia hidrográfica do córrego samambaia-go a partir de dados do srtm. In: EPIPHANIO, J. C. N.; GALVÃO, L. S. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2013. p. 5880-5887. ISBN 978-85-17-00066-9 (Internet) and 978-85-17-00065-2 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/marte2/2013/05.28.23.52.17>>. Acesso em: 26 fev. 2014.

SPIRO, T.; STIGLIANI, W. **Chemistry of the Environment**. Prentice Hall, 2003. ISBN 9780137548965. Disponível em: <<http://books.google.co.mz/books?id=MApSAAAAMAAJ>>.

SVENSSON, B. Greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs: A global perspective. In: SANTOS, M. A. dos; ROSA, L. P. (Ed.). **Global warming and hydroelectric reservoirs**. Rio de Janeiro, 2005.

TEODURU, C. R.; PRAIRE, Y. T.; DELGEORGIO, P. A. Spatial heterogeneity of surface co2 fluxes in a newly created eastmain-1 reservoir in northern quebec, canada. **Ecosystems**, v. 14, n. 1, p. 28-46, 2011.

TREMBLAY, A.; VARFALVY, L.; ROEHM, C.; GARNEAU, M. **Greenhouse Gas Emissions Fluxes and Processes: Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments**. New York: Springer, 2005. 732 p. (Environmental Science and Engineering).

_____. Greenhouse gas emissions - fluxes and processes: Hydroelectric reservoirs and natural environments. In: _____. Springer Berlin Heidelberg, 2011. (Environmental Science and Engineering / Environmental Science), cap. 26, p. 637–659. ISBN 9783540266433. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?id=Gda9XD6ZWmEC>>.

TRENTIN, A. B.; TRENTIN, C. B.; WACHHOLZ, F.; KRAMER, G.; FILHO, W. P. Caracterização espectral das águas do reservatório passo real-rs/brasil. 2009.

TUCKER, C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v. 8, n. 2, p. 127 – 150, 1979. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0034425779900130>>.

TUCKER, C. J.; SELLERS, P. J. Satellite remote sensing of primary productivity. **International Journal of Remote Sensing**, v. 7, p. 1395–1416, 1986.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. Ecosistemas de águas interiores. In: _____. **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 161–202.

UNEP. **Vital Climate Graphics**. [S.l.], 2005.

USGS. **Frequently Asked Questions about the Landsat Missions**. 2012. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/band_designations_landsat_satellites.php>.

UTSUMI, M.; NOJIRI, Y.; NAKAMURA, T.; NOZAWA, T.; OTSUKI, A.; TAKAMURA, N.; WATANABE, M.; SEKI, H. Dynamics of dissolved methane and methane oxidation in dimict lake nojiri during winter. **Limnology and Oceanography**, v. 43, n. 1, p. 10–17, 1998.

UTSUMI, M.; NOJIRI, Y.; NAKAMURA, T.; NOZAWA, T.; OTSUKI, A.; TAKAMURA, N.; SEKI, H. oxidation of dissolved methane in a eutrophic, shallow lake: Lake kasumigaura, japan. **Limnology and Oceanography**, v. 43, n. 3, p. 471–480, may 1998.

VENTURIERI, A.; FIGEIREDO, R.; WATRIN, O. d. S.; MARKEWITZ, D. Utilização de imagens landsat e cbers na avaliação da mudança do uso e cobertura da terra e seus reflexos na qualidade da água em microbacia hidrográfica do município de paragominas, para. **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, v. 12, n. 2005, p. 1127–1134, 2005.

WATANABE, F. S. Y.; IMAI, N. N.; BARBOSA, C. C. F.; ARAUJO, A. P. D. Avaliação do comportamento espectral da Água: estudo de caso do alto curso do rio paranÁ (presidente epitácio - sp). In: **III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação**. [S.l.: s.n.], 2010.

WETZEL, R. G. **Limnology Lake and river ecosystems**. London: [s.n.], 2001. 1006 p.

World Commission on Dams. **Dams and development: A New Framework for Decision-making**. [S.l.], November 2000.

World Meteorological Organization. **WMO Greenhouse gas bulletin**. [S.l.], november 2013.

_____. **WMO Statement on the Status of the Global Climate**. [S.l.], 2013.

XIAO, X.; BOLES, S.; LIU, J.; ZHUANG, D.; FROLKING, S.; LI, C.; SALAS, W.; MOORE, B. Mapping paddy rice agriculture in southern china using multi-temporal modis images. **Remote Sensing of Environment**, v. 95, n. 4, p. 480–492, 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425705000209>>.

XIAO, X.; BRASWELL, B.; ZHANG, Q.; BOLES, S.; FROLKING, S.; III, B. M. Sensitivity of vegetation indices to atmospheric aerosols: continental-scale observations in northern asia. **Remote Sensing of Environment**, v. 84, n. 3, p. 385 – 392, 2003. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425702001293>>.

XIAO, X.; HOLLINGER, D.; ABER, J.; GOLTZ, M.; DAVIDSON, E. A.; ZHANG, Q.; MOORE, B. Satellite-based modeling of gross primary production in an evergreen needleleaf forest. **Remote Sensing of Environment**, v. 89, n. 4, p. 519–534, 2004.

XU, X.; TAN, Y.; YANG, G.; LI, H.; SU, W. Impacts of china's three gorges dam project on net primary productivity in the reservoir area. **Science of the Total Environment**, Elsevier B.V., v. 409, n. 22, p. 4656–62, 2011.

ZHANG, X.; JIANG, H.; HAN, Y.; WANG, Y. Improving the spatial resolution of atmospheric CH₄ concentrations using MODIS-NDVI. In: **Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers (SPIE) Conference Series**. [S.l.: s.n.], 2009. (Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers (SPIE) Conference Series, v. 7498).

ÅBERG, J.; BERGSTRÖM, A.-K.; ALGESTEN, G.; SÖDERBACK, K.; JANSSON, M. A comparison of the carbon balances of a natural lake (l. Örträsket) and a hydroelectric reservoir (l. skinnmuddselet) in northern sweden. **Water Research**, v. 38, n. 3, p. 531 – 538, 2004. ISSN 0043-1354. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135403006080>>.